

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Konsekvensutredning vedrørende utvidet sinkproduksjon ved Norzink i Odda. Miljøkonsekvenser for vann og luft	Løpenr. (for bestilling) 4027-99	Dato 31.03.99
	Prosjektnr. Undernr. 98205	Sider Pris 54
Forfatter(e) Jens Skei (NIVA) Knut Erik Grønnskei (NILU) Torgeir Bakke (NIVA)	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norzink AS, Odda (kontakt person Emil Jøsendal)	Oppdragsreferanse Bestilling nr. 99.10019
--	---

<p>Sammendrag</p> <p>NIVA og NILU har på oppdrag av Norzink as i Odda utarbeidet en miljøkonsekvensanalyse for vann og luft i tilknytning til Norzinks planer for produksjonsutvidelse. Arbeidet har tatt utgangspunkt i Norzinks melding om utvidet sinkproduksjon i Odda av juni 1998 og opplysninger fra bedriften under arbeidets gang. Produksjonsutvidelsen vil ikke gi økte utslipp av tungmetaller til Sørfjorden. Tvert imot forventes utslippet av sink å bli redusert med 90% i perioden 1998-2004. Årsaken er at en modernisering av gamle anlegg parallelt med bygging av et oppsamlingssystem for drens vann på Eitrheimsneset vil dramatisk redusere dagens utslipp. De største miljøkonsekvensene for fjorden ville være i forbindelse med akutte uhellsutslipp og dersom lekkasjen fra fjellhallene skulle øke.</p> <p>Utslippene til luft av kadmium og sink vil reduseres med ca. 70%. Luftkonsentrasjoner og avsetningen i omgivelsene vil reduseres tilsvarende siden Norzink er den dominerende kilden til forhøyede konsentrasjoner av kadmium og sink i Oddaområdet.</p>	
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Norzink as, Odda Produksjonsutvidelse Konsekvensutredning Vann og luft 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Norzink as, Odda Increase in production Environmental Impact Assessment Water and Air

ISBN 82-577-3628-7

Konsekvensutredning vedrørende utvidet sinkproduksjon ved Norzink i Odda.

Miljøkonsekvenser for vann og luft

Utarbeidet av

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA)

og

Norsk Institutt for Luftforskning (NILU)

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) utarbeidet et felles tilbud i tilknytning til en konsekvensutredning for Norzink as i Odda i anledning bedriftens planlegging av produksjonsøkning. Tilbudet omfatter en vurdering av miljøkonsekvensene for luftkvaliteten i Odda-området og konsekvensene for Sørfjorden.

Arbeidet går inn som en delutredning i den totale konsekvensutredningen som bedriften skal presentere for Nærings-og Handelsdepartementet.

Oslo, 31.03.99

Jens Skei
prosjektleder

Innhold

Sammendrag	6
Summary	10
1. Presentasjon av utbyggingsplanene.	14
2. Dagens utslippkonsesjoner ved Norzink.	14
3. Dagens utslipp til vann og luft ved Norzink.	16
3.1 Utslipp til vann.	16
3.2 Utslipp til luft.	17
4. Eksisterende og fremtidige miljømål.	20
5. Forventede endringer i utslipp til Sørfjorden og vannkvalitetsendringer ved produksjonsutvidelsen.	21
5.1 Miljøforbedringer som følge av nytt produksjonsanlegg.	21
5.2 Forventet endring av vannkvalitet (SFTs klassifisering).	22
5.2.1 Konsekvenser for oksygenforholdene i havnebassenget.	22
5.2.2 Konsekvenser av utslipp av kjølevann.	23
5.3 Forventede endringer i påvirkning på sedimentkvaliteten (SFTs klassifisering)	24
5.4 Forventede endringer i påvirkning på organismer i Sørfjorden.	24
5.4.1 Miljøgifter i fisk og skalldyr (SNTs kostholdsråd)	25
5.4.2 Konsekvenser for skjell- og fiskeoppdrett (brukskonflikter)	27
5.4.3 Effekter på hardbunn- og bløtbunnsfauna (økologi/biodiversitet)	27
5.5 Miljøeffekter ved deponering av steinmasser i Sørfjorden.	29
5.5.1 Oppvirvling av forurensede sedimenter.	29
5.5.2 Fare for undersjøiske ras.	30
5.5.3 Innvirkning på hardbunns- og bløtbunns-samfunn.	31
5.5.4 Endring av bunntopografien og innvirkning på strømforhold.	31
5.5.5 Tilførsler av nitrogen fra sprengstoff.	32
5.5.6 Brukskonflikter (fiskerier/skipstrafikk).	32
5.6 Konsekvenser av økt skipstrafikk.	33
5.6.1 Håndtering av skipsavfall (jfr. MARPOL)	33
5.6.2 Ballastvann.	33
5.6.3 TBT i skipsmaling.	33
5.7 Uhellsutslipp til sjø.	34
5.7.1 Forlis av skip.	34
5.7.2 Uhell ved lasting eller lossing ved kai.	37
5.8 Andre effekter under anleggsperioden.	41
5.8.1 Blottlegging av "gamle synder" på Eitrheimsneset.	41

5.8.2 Miljøkonsekvenser i forbindelse med utvidelse av kaikapasiteten.	41
6. Konsekvenser for luftkvaliteten.	41
6.1 Utslipp før og etter utbygging og modernisering av fabrikk	41
6.2 Spredning av utslipp fra Norzink.	42
6.3 Målinger av luftkvaliteten i Odda.	44
6.4 Avsetning av tungmetaller i Oddaområdet.	45
6.5 Forbedringer som følge av nye produksjonsanlegg.	46
6.6 Virkning av luftforurensninger på helse og miljø.	47
6.7 Luftforurensninger fra skip og utslipp i løpet av anleggsperioden.	49
6.8 Befolkningseksposering	49
7. Behov for supplerende undersøkelser.	50
7.1 Dumping av steinmasser - undersøkelser i nærområdet.	50
7.2 Registrering av vannkvalitet i strandområdet nedenfor fjellhallene.	50
7.3 Oppvirvling av forurensede sedimenter under oppankring i havnebassenget.	50
7.4 Registrering av kadmium og sink i utslippet	50
8. Behov for dokumentasjon før, under og etter produksjonsutvidelsen (overvåking)	51
9. Referanser	51

Sammendrag

1. Innledning

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og Norsk Institutt for Luftforskning (NILU) har vurdert hvilke miljøkonsekvenser den planlagte produksjonsutvidelsen ved Norzink as i Odda vil ha på henholdsvis miljøkvaliteten i Sørfjorden og på luftkvaliteten i området. Utgangspunktet er en dobling av sink-produksjonen og de endringer som dette fører med seg i vann- og luftkvalitet i nærmiljøet.

Utslippsendringer som er vurdert er følgende:

Til sjø.

- Regulære utslipp fra produksjon
- Diffuse utslipp fra land
- Uhellsutslipp
- Økt skipstrafikk
- Deponering av steinmasser i fjorden

Til luft.

- Regulære utslipp fra produksjon
- Rapporterte akuttutslipp
- Utslipp fra skipstrafikken
- Utslipp i anleggsperioden

De miljøkonsekvensene som er vurdert for fjorden er knyttet til:

- Endringer i vann- og sedimentkvalitet i fjorden (sammenlignet med SFTs miljøkvalitetskriterier)
- Innvirkning på økosystemet i fjorden (fisk, skalldyr, bunndyr etc.)
- Betydningen for etablerte miljømål og brukerinteresser

De miljøkonsekvensene som er vurdert for luftkvaliteten er knyttet til:

- Målte og beregnede forurensningskonsentrasjoner i luft sammenlignet med SFTs luftkvalitetskriterier og WHO's grenseverdier for luftkonsentrasjoner av tungmetaller

Det er lagt vekt på de mest sentrale forurensningsproblemene. I tillegg er det også gjort en vurdering av hva som mangler av dokumentasjon og i hvilken grad det er behov for overvåking før anleggsperioden, under anleggsperioden og i driftsperioden etter at produksjonsutvidelsen er iverksatt.

2. Oppsummering av hovedpunkter og resultater.

Oppsummeringen av resultatene er delt i to; vann og luft. Det er kun de viktigste resultatene som er fokusert.

2.1. Miljøpåvirkninger på fjorden.

Prognosene som Norzink har fremstilt for utslipp til vann i perioden 1999-2004 viser at det forventes en 90 % reduksjon i tilførslene av sink i forhold til utslippene i 1998. Det forventes at de andre tungmetallene, som er assosierte i sinkmalmen (kvikksølv, kopper, bly og kadmium), reduseres tilsvarende. Hvis denne utslippsprognosen holder må det forventes en

betydelig miljøforbedring i Sørfjorden i forhold til dagens situasjon. Dette gjelder både vannkvalitet, sedimentkvalitet og innvirkning på flora og fauna i fjorden.

I 1986 ble utslippene fra Norzink redusert med over 90% i forbindelse med etablering av fjellhaller og deponering av jarositt på land. Den gang var det i første rekke midlere vanddyb og de dypereliggende deler av fjorden som ble avlastet fordi jarositt-utslippet var et dypvannsutslipp. Den avlastningen som prognosen nå forespeiler vil gi en miljøgevinst først og fremst i overflatelaget. Det her er de største problemene har vært de senere årene på grunn av avrenning av forurenset overflatevann fra Norzinks fabrikkområde. Ved at dette overflatevannet vil bli tatt hånd om vil føre til at tilførslene gå dramatisk ned. En modernisering og oppgradering av bedriften vil dessuten føre til at regulære utslipp som skyldes drift vil gå ned samtidig med at risikoen for uhellsutslipp vil avta.

Hvis prognosen for utslipp holder må en forvente at de miljømål som er satt mht. opphevelse av kostholdsråd for konsum av blåskjell vil kunne skje. Dermed er de siste hinder for bruk av fjorden som spiskammer borte.

Prognosen for utslipp forutsetter at lekkasjen fra fjellhallene ikke vil øke. Dagens tilførsler er i følge bedriften små (7-8 kg sink pr. år). Det er imidlertid oppdaget et sprekkesystem i fjellet som berører flere av fjellhallene og det har vært antydning av Grøner as at lekkasjen her kan være større enn hva målebrønner i strandområdet viser. Dette er foreslått undersøkt (kap. 7.2).

2.2. Miljøpåvirkninger på luftkvaliteten.

Utslippene til luft vil reduseres for samtlige komponenter som har betydning for luftkvaliteten i Odda.

Spesielt vil vi peke på at utslippene av kadmium vil reduseres med over 60% og at utslippene av sink vil reduseres med over 80% sammenlignet med dagens utslipp. Siden Norzink-anlegget er den dominerende kilden til disse komponentene i Oddaområdet vil det føre til en tilsvarende reduksjon av kadmium og sink-konsentrasjonene i luft. Når det gjelder regulære utslipp til luft av andre forurensningskomponenter, forårsaker de lave konsentrasjoner sammenlignet med SFTs luftkvalitetskriterier.

Data som er oppgitt for utslipp til luft i anleggsperioden tyder ikke på at det vil forekomme overskridelser av norske luftkvalitetskriterier i boligområdene i Odda.

Utslipp fra skipstrafikken i Sørfjorden betyr lite for luftkvaliteten i Odda både før og etter utbygging av bedriften.

Konsentrasjoner

Registreringer av luftkvaliteten i Odda, utført av NILU i perioden 1988-1990 viser at SO₂, sot og blykonsentrasjoner er lave. Målinger av kadmiumkonsentrasjoner i luft ved Brannstasjonen i Odda i februar 1988 indikerer en langtidsmiddelverdi opp mot 5 ng Cd/m³, knyttet til svevestøv. Konsentrasjonsverdien er over WHO's anbefaling for jordbruksområder, men lavere enn verdier som kun aksepteres i industri og byområder.

Avsetning

Når det gjelder avsetning av tungmetaller, viser moseprøver og analyse av støvnedfall nær anlegget høye verdier i forhold til omgivelsene. Prognosene for reduksjoner av utslippene som følge av ombygging tilsier betydelig reduksjon i konsentrasjoner og avsetning av kadmium og sink.

3. Konklusjoner.

Det er gjort en vurdering av miljøkonsekvensene av Norzinks produksjonsutvidelse for fjorden og luftkvaliteten i nærområdet til Odda. På grunnlag av dette kan følgende konklusjoner trekkes når det gjelder virkning på sjømiljøet:

- Prognosen for tilførsler av tungmetaller (kvikksølv, sink, kadmium og kopper) til Sjøfjorden de nærmeste årene er gode. Innen år 2004 skal utslippene til fjorden være redusert med 90% i forhold til dagens utslipp (1998). Dette forutsetter at akutte utslipp elimineres og at diffuse tilførsler (avrenning fra land) reduseres med over 90%.
- Hvis prognosene for utslipp holder, forventes det en forbedring av vannkvaliteten med hensyn til tungmetaller, spesielt i overflatevannet.
- Det forventes en økning på 15% i utslippene av SO₂ til vann. Dette vil ikke ha vesentlig betydning for oksygenforholdene i havnebassenget, fordi utslippsdypet av gassvaskevann vil bli endret slik at belastning av dypvannet unngås.
- Utslipp av kjølevann i det marine miljø kan ha negative effekter på organismer hvis overtemperaturen på vannet overskrider 3°C. Med utgangspunkt i en vannmengde på 3000 m³/h fordelt på to rør og en rørdiameter på 600 mm vil 5 ganger fortykning av kjølevannet være tilstrekkelig for å unngå en overtemperatur på mere enn 3°C. Dette oppnås i primærfortynningssonen.
- Nivåene av tungmetaller i organismer forventes å gå ned og kostholdsråd vedrørende konsum av blåskjell forventes å bli fjernet innen år 2004.
- Sedimentkvaliteten ventes å bli bedre, spesielt i de innerste delene av fjorden, som følge av utslippsreduksjoner og naturlig overleiring med elvetransporterte sedimenter. Denne forbedringen i sedimentkvalitet forventes å få positive effekter på bunnfaunaen på sikt.
- Deponering av steinmasser i sjøen i forbindelse med Norzinks fjellhallprosjekt og eventuelle miljøeffekter, er dårlig dokumentert. Det forventes en oppvirvling av forurensede sedimenter som følge av trykkbølger som oppstår foran steinmassene som ruller nedover fra tippene. Det er også uklart om steintippingen kan forårsake undersjøiske ras som har konsekvenser for sedimenttransporten langt utover fjorden.
- Nitrogen i sprengstoff brukt i forbindelse med sprengning av fjellhallene vil delvis bli tilført fjorden. Mengdene, sammenlignet med andre kilder (f.eks. Odda Smelteverk), er moderate og vil neppe føre til dokumenterbare effekter.
- Uhellsutslipp som følge av forlis av skip, uhell ved lasting eller lossing ved Norzinks kaianlegg og avrenning fra land som følge av tank- og ledningsbrudd er vurdert. Utslipp av olje ved kai forventes å bli tatt hånd om av bedriftens oljevernberedskap. Utslipp av baser og syrer (natronlut og svovelsyre) vil medføre kortvarige pH-endringer som kan gi lokale skader på flora og fauna. Spesielt vil utslipp av lut kunne påvirke relativt store vannmasser i Sjøfjorden. Disse væskene er tyngre enn sjøvann og vil i første omgang bre seg langs bunnen før fortykning eliminerer tetthetsforskjellen. Hvis tankbrudd skjer i fabrikkområdet, som fører til lekkasjer av sink-sulfatløsning, kvikksølvslam og samresidue (jarositt, lutningsrester og gips) til sjøen, vil akutt giftige vannmasser trolig oppstå nært land hvor utstrømningen skjer.
- De regulære utslipp til luft vil ikke føre til overskridelser av SFTs luftkvalitetskriterier eller WHO's grenseverdier for tungmetaller.
- Forhøyet avsetning av kadmium og sink ved Odda, som er påvist ved støvfallmålinger og ved moseprøver, vil reduseres betydelig.

4. Forslag til avbøtende tiltak.

Den største miljørisikoen for fjorden er knyttet til uhellsscenarier hvor en tank med sterke løsninger av tungmetaller springer lekk eller at det skjer et brudd på transportledningen for natronlut eller for samresidue til fjellhallene, eventuelt at fjellhallene begynner å lekke. Det er derfor viktig at det blir etablert et sikkerhetssystem knyttet til tanker og transportledninger som gjør at et eventuelt uhell ikke fører til at innholdet strømmer ut i sjøen. Det er skjedd tankbrudd tidligere ved Norzink som har ført til at store mengder tungmetaller er havnet i fjorden og bidratt til sterkt forurensede vannmasser og økning av metalloptak i blåskjell.

Det er visse indikasjoner på at et sprekkesystem berører etablerte og fremtidige fjellhaller og at det kan skje en viss lekkasje av metaller langs dette sprekkesystemet og ut i fjorden. Dette bør undersøkes grundig med tanke på eventuelle avbøtende tiltak.

5. Forslag til supplerende undersøkelser og overvåking.

Det foreslås å iverksette undersøkelser i dumpeområdet for stein fra fjellhallene for å dokumentere eventuelle miljøeffekter som dette forårsaker (målinger av turbiditet, tungmetaller i vann, undervannsvideo etc.).

Det foreslås også at det gjøres undersøkelser i nærområdet til fjellhallene for å fastslå at de borebrønnene i strandkantområdet, som er etablert for å registrere lekkasje av tungmetaller fra fjellhallene, i realiteten fanger opp all forurensning fra fjellhallene.

I forbindelse med oppstart av anleggsarbeidet, anleggsperioden og i den første tiden av driftsperioden bør det etableres et overvåkningsprogram for nærområdet rundt Eitrheimsneset som dokumenterer eventuelle miljøendringer før, under og etter anleggsfasen. Denne overvåkingen bør koordineres med det Statlige overvåkningsprogrammet som dekker hele Sørfjorden og Hardangerfjorden.

Det bør utføres målinger av tungmetaller i luft før og etter utbygging av fabrikk. Det er lite sannsynlig at anleggsperioden vil føre til spesielle luftforurensningsproblemer.

Summary

Title: Environmental Impact Assessment . Increase in Zinc Production at Norzink as in Odda, West Norway. Impact on Water and Air Quality.

Year: 1999

Author: Jens Skei, Knut Erik Grønnskei, Torgeir Bakke

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4027-99

1. Introduction.

Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and Norwegian Institute for Air Research (NILU) have made an environmental impact assessment regarding increase of zinc production at Norzink as in Odda, West Norway and its impact on the quality of Sjørfjorden and the local air quality. The impact assessment is based on a doubling in the production of zinc.

The following changes in discharges have been assessed:

To the marine environment:

- Regular discharges from the production
- Diffuse inputs from land
- Accidental inputs
- Increased ship traffic
- Deposition of waste rock into the fjord

To air:

- Regular discharges from the production
- Accidental inputs
- Discharges from ship traffic
- Discharges during the construction period

The following impacts on the fjord are related to :

- Changes in water- and sediment quality (compared to national quality criteria)
- Impact on the ecosystem of the fjord (fish, shellfish, bottom fauna etc.)
- Conflicts with respect to environmental objectives and user interests

Environmental impact related to air quality is:

- Measured and calculated concentrations of contaminants in air compared to national and international air quality standards

Important environmental problems have been focused. Additionally, gaps of knowledge, the need of monitoring prior to, during and after the end of the construction period have been evaluated.

2. Summary of results.

The summary is divided in two; water and air. Only the main issues have been focused.

2.1 Environmental impact on the fjord.

The prognoses given by Norzink regarding the discharges of heavy metals to the fjord during the period of 1999-2004 is a 90 % reduction of the zinc discharge compared to the discharge in 1998. It is expected that the input of other heavy metals (mercury, copper, lead and cadmium) is similarly reduced. If these prognoses are correct a considerable environmental improvement of the fjord is expected. This concerns both the quality of water and sediments and the impact on the ecosystem.

In 1986 the discharges at Norzink were reduced by more than 90% as a result of elimination of the jarosite residue discharge to the fjord and the disposal of waste in underground tunnels. At this time the water quality at intermediate depths and the bottom water improved rapidly due to the fact that the jarosite residue was discharged at 30 m depth. Now the improvement of the water quality is expected to be observed in the surface water due to reduction in surface water inputs. The contaminated drainage water of the industrial site will be collected and transferred to an underground tunnel. Additionally, the zinc plant will be environmentally upgraded due to modernisation and use of best available technology (BAT). It is anticipated that the number of accidental spills will be drastically reduced.

If the reduction of input of waste to the fjord will follow the prognoses, it is expected that environmental goals will be achieved and restrictions regarding use of blue mussels will be postponed.

The prognoses for discharges assume that the leakage from the underground tunnels for waste storage will not increase in the future. Present discharges from the tunnels are of minor importance (7-8 kg zinc per year), based on measurements of the water quality in wells. It is recommended to verify these estimates by supplementary measurements (see ch.7.2).

2.2. Impact on the air quality.

All components in the air of importance for the local air quality are expected to be reduced. The discharges of cadmium will decrease by 60% and zinc by 80% compared to the present day discharges. As Norzink is the main source of cadmium and zinc in the Odda area the levels of these metals in the air will be reduced correspondingly. Regular discharges of other contaminants are of minor importance if compared with national air quality criteria.

Based on information from Norzink it appears that national air quality criteria will not be exceeded during the construction period.

Discharges from the ship traffic to the air in Sørfjorden are neglectable.

Concentrations.

Monitoring of the air quality during 1988-1990 indicates that the levels of SO₂, soot and lead are low. The air quality of Odda meets the requirements of national air quality criteria. Average concentrations of cadmium in air in February 1998 in the town of Odda were close to 5 ng/m³ in dust. The concentrations exceed WHO's recommendations for agriculture areas, but not for industrial and urban areas.

Deposition.

Concerning deposition of heavy metals, measurements in moss samples and analyses of dust near the zinc plant show high levels. The elevated levels indicate that the concentration of cadmium in the air may have exceeded the safety limits of the WHO.

The prognoses for discharges as a consequence of the increase of zinc production are considerable reduction in deposition of heavy metals. It is unlikely that the WHO's safety limits will be exceeded.

3. Conclusions.

An environmental impact assessment regarding the increase of zinc production at Norzink as in Odda and the impact on water and air quality has been performed. Based on this, the following conclusions regarding the impact on the Sør fjorden can be made:

- The prognoses of discharges of heavy metals (mercury, zinc, cadmium and copper) to Sør fjorden for the years to come are optimistic. By 2004 the discharges are supposed to be reduced by 90% compared with 1998. This implies that accidental discharges must be eliminated and diffuse inputs from land reduced by 90%.
- Assuming that the prognoses are correct, an improvement of the water quality with respect to heavy metals, particularly in the surface water, is expected.
- The discharge of SO₂ in scrubber water is expected to increase by 15%. It is not anticipated that this will have any influence on the oxygen regime of the harbour basin as the depth of discharge will be changed to avoid an extra oxygen demand in the bottom water.
- Discharge of cooling water to the marine environment may have detrimental effects on the biota if ΔT exceeds 3°C. A water flow of 3000 m³/h, divided on two outlets, and a pipe diameter of 600mm needs a 5 times dilution to avoid $\Delta T > 3^\circ\text{C}$. This is achieved during the initial mixing.
- The levels of heavy metals in organisms are expected to be reduced and restrictions regarding consumption of blue mussels are likely to be removed by the year 2004.
- The sediment quality is expected to improve, particularly in the innermost part of the fjord as a result of discharge reductions and natural sedimentation of uncontaminated sediments. It is anticipated that this eventually will have a positive effect on the bottom fauna.
- Disposal of waste rock into Sør fjorden from blasting of tunnels and potential environmental impacts, is unsatisfactory documented. Resuspension of contaminated sediments is expected due to shock waves appearing when the waste rock is rolling down the steep side of the fjord. It is not known if the rock disposal may create turbidity currents along the deep fjord basin.
- Nitrogen is a main component in explosives used for blasting the tunnels used for waste storage. Parts of the nitrogen will be washed into the fjord, but compared to other nitrogen sources in the area the excess input is not expected to give measurable effects.
- Accidental discharges due to ship disasters, accidents occurring during loading and unloading at the Norzink dock or diffuse discharges due to broken tanks or pipelines, have been assessed. Accidental oil spills are expected to be handled by the local oil spill prevention strategy. Discharges of sodium hydroxide and sulphuric acid will cause short time pH-changes sufficient to harm flora and fauna locally. In particular, release of large quantities of sodium hydroxides will influence large water volumes in Sør fjorden. Sodium hydroxide and sulphuric acid are liquids with a density higher than seawater and will ultimately disperse along the sea bottom until dilution is sufficient to eliminate the density

difference. If a larger spill of zinc sulphate, mercury residue or jarosite takes place on land and the spill is washed into the fjord, acute toxic seawater is expected to occur near shore.

- National air quality criteria and WHO's safety limits will not be exceeded due to regular discharges of heavy metals to air.
- Elevated deposition of cadmium and zinc near Odda observed by monitoring of dust- and moss samples, are expected to be reduced.

4. Remedial action.

The largest environmental risk regarding the fjord is related to accidental spills, particularly the scenario where a tank containing strong heavy metal solutions bursts or a pipeline transporting waste from the plant to the storage tunnel is broken. Consequently, it is of utmost importance to create a safety system related to tanks and pipelines to avoid the spill to reach the sea. There is a long history of accidental spills at Norzink and periodically extreme concentrations of heavy metals have been measured in the water and in mussels.

There are indications that the rock caverns, storing the waste residue, are influenced by a fissure system, which may lead to a leakage to the fjord, which is not registered by the monitoring of wells. This should be investigated and eventually actions should be taken to prevent the leakage.

5. Additional investigations and monitoring.

It is recommended that investigations in the dumping area for waste rock are performed to document potential environmental effects (measurements of turbidity, levels of trace metals in the water, use of ROV).

It is recommended that investigations are taking place in the near shore area outside the rock caverns to document potential leakage of heavy metals from the caverns which is not picked up by the monitoring of the wells.

During the construction period at Norzink a monitoring programme of the fjord in the vicinity of the plant should be established to document potential effects during the construction phase. This monitoring programme should be co-ordinated with existing monitoring of Sørkjøfjorden.

Monitoring of heavy metals in air prior to and after the construction phase is recommended.

1. Presentasjon av utbyggingsplanene.

Norzink as planlegger en utvidelse av sinkproduksjonen ved sinkverket på Eitrheimsneset ved Odda fra dagens 140.000 tonn pr.år til 220.000-280.000 tonn, dvs. maksimalt en dobling i produksjonen. Denne produksjonsutvidelsen vil også medføre økt produksjon av biproduktene svovelsyre og kadmium. Hovedbegrunnelsen for dette er å styrke konkurranseevnen med øvrige sinkverk i verden, bl.a. ved å modernisere bedriften (f.eks. utskifting av det gamle røsteanlegget fra 1963, ny svovelsyrefabrikk og elektrolysehall). I forbindelse med nye anlegg vil best tilgjengelig og gjennomprøvd teknologi brukes.

Økning i produksjon vil bety en økning i avfallsprodukter og fjellhalldeponering av jarositt og andre faste avfallsprodukter vil også bli brukt i framtiden for å unngå en økt belastning på fjorden.

Parallelt med utbyggingen av fabrikkens arbeides det med å redusere de diffuse utslippene av tungmetaller til fjorden ved å lage et oppsamlingssystem for forurenset overflatevann på fabrikkområdet og ledning av dette vannet til en underjordisk bufferhall. Det vil samtidig skje en renovering av ledningsnett og en omfattende gjenbruk av oppsamlet vann i bufferhall.

2. Dagens utslippkonsesjoner ved Norzink.

Utslipp til sjø.

Norzink har to utslippstillatelser og et beredskapskrav:

1. Utslippstillatelse vedrørende produksjon og utslipp til vann av 4.06.84 (revidert 15.9.95)
2. Utslippstillatelse av 31.08.94 for Norzink as Fjellhalldeponi.
3. Beredskap mot akutt kjemikalieforurensning hos Norzink as.beredskapskrav av 10.02.93.

Norzinks utslippstillatelse av 1984 ble revidert i september 1995. Utslippstillatelsen gjelder for en produksjonskapasitet på 150.000 tonn sink og 300 tonn kadmium pr. år. Utgangspunktet for SFTs konsesjon av 1995 var at utslippsøkninger til Sørfjorden ikke kan aksepteres og at tilførslene av vannløslige tungmetallforbindelser til fjorden bør reduseres vesentlig for å forbedre forurensningssituasjonen.

Det ble påpekt i utslippstillatelsen at sjøens gode buffervirkning bør utnyttes ved utslipp av svovelsyre. Av den grunn ble det krevd at syreutslippet skulle skje på dypt vann, hvor bufferegenskapene er best. I 1998 utredet NIVA (Molvær og Skei, 1998) det potensielle oksygenforbruket som utslipp av SO₂-holdig avløpsvann fra Norzink kunne medføre i Odda havnebasseng. Beregningene viste at det var gunstigere å heve utslippspunktet fra 30 m til 20 m for å avlaste dypvannet for oksygenforbrukende stoffer. SFT har senere godkjent denne utslippsendringen i forhold til krav i utslippstillatelsen av 1995.

Utslippsbegrensningene av tungmetaller som er gitt i konsesjonen er vist tabell 1.

Tabell 1. Utslippstillatelse av tungmetaller til sjø.

Kilde	Typiske vannmengder m ³ /d	Komponent	Utslippsbegrensninger		Tilsvarende maksimale utslipp pr.år (kg)
			mg/l	kg/d	
Hg-renseanlegg	150	Hg	0.1	0.02	7.2
		Zn	5	0.75	270
		Cu	0.2	0.03	10.8
		Cd	0.2	0.03	10.8
Vannrenseanlegg	2000-2500	Zn	5	7.5	2700
		Cu	0.2	0.3	108
		Cd	0.2	0.3	108
		Hg	0.03	0.05	18
Discardanlegg	60	Zn		30	10800

I kolonnen til høyre er det gjort et overslag over maksimale årsutslipp som er innenfor konsesjonen, basert på 360 produksjonsdøgn. I henhold til dagens utslipp fra Norzink knyttet til drift er utslippene av sink, kopper, kadmium og kvikksølv lavere enn utslippstillatelsen. Mens det maksimale tillatte utslipp av sink i følge utslippstillatelsen er 13.7 tonn pr. år, var utslippet av sink som følge av ordinær drift i 1998 5.28 tonn.

Bly, som er et viktig metall i miljø sammenheng, har ikke spesifiserte utslippskrav i konsesjonen. I 1998 ble det sluppet ut til sammen 158 kg bly fra sinkverket til sjø. Utslipp av gips fra aluminiumfluoridfabrikken inneholdt 0.006% bly. Til sammen utgjorde dette et utslipp til fjorden på 4239 kg bly i gips i 1998. Disse utslippene vil i tiden fremover bli dramatisk redusert ettersom bedriften har bygget et anlegg for omdanning av gipsen til et salgbart produkt.

Utslippene fra sentralt vannrenseanlegg og discardsyre ledes ut på 35 m dyp på Eitrheimsnesets østside.

3. Dagens utslipp til vann og luft ved Norzink.

Utslippstallene baserer seg på opplysninger fra bedriften basert på bedriftens internkontroll. Når det gjelder utslipp til vann er utslippene beregnet på grunnlag av døgnprøver av avløpsvann fra kvikkølvrenseanlegg, sentralt vannrenseanlegg og discardanlegg.

3.1 Utslipp til vann.

Utslippene av tungmetaller til sjøen har gått kraftig ned de siste årene. Tabell 2 viser en oversikt over utslipp av tungmetaller til Sørfjorden i perioden 1980-1998. Dette er en samlet oversikt for alle de tre store industribedriftene i Odda-området, men i hovedsak har det vært Norzink som har dominert i utslippsbildet.

Tabell 2. Utslipp av metaller til Sørfjorden i perioden 1980 – 1998 (kg/år) (Skei et al., 1998).

Metall	1980	1981	1982*	1983	1984	1985	1986
Cu	61200	64800	42000	43000	55400	76000	35000
Pb	324000	612000	615000	561000	700000	773000	402000
Zn	1368000	1044000	1243000	1264000	1501000	1835000	815000
Cd	14400	7200	13500	10600	17600	23900	11800
Hg	720	720	290	390	380	994	280
Metall	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Cu	600	mangler	1850	1510	1560	397	368
Pb	mangler	mangler	5750	5580	5860	9297	8327
Zn	42000	64000	100000	17269	16038	15076	24077
Cd	28	16	400	400	232	80	759
Hg	22	26	120	54.5	36	23	23
Metall	1994	1995	1996	1997	1998		
Cu	466	460	312	405	323		
Pb	4370	5931	2933	3826	4589		
Zn	63308	56546	43149	39396	40677		
Cd	953	922	913	872	962		
Hg	20.2	13.5	10.8	9.4	7.3		

* målinger 2 halvår ved Norzink x 2.

Utslippene til sjø var størst i 1985, før jarosittutslippet ble ledet til fjellhaller. I tillegg til regulære utslipp som følge av drift er det diffuse tilførsler som bidrar sterkt i tilførselssammenheng. Dette gjelder avrenning fra driftsområdet, utpumping av vann som samler seg bak spuntvegg i Eitrheimsvågen, tilførsler fra kaiområdet (forurensing i forbindelse med lossing av sinkkonsentrat) og uhellsutslipp. Eksempelvis kan nevnes at kun 18 % av det totale sinkbidraget fra Norzink i 1988 skyldtes utslipp fra regulær drift.

Tabell 3 viser sammenstilling av utslippsdata fra de største bedriftene i Odda-området.

Tabell 3. Offisielle anslag over utslipp til sjø fra Odda Smelteverk A/S (O.S.), Norzink A/S (NZ) og Tinfos Titan & Iron K/S (TTI) i 1998 (kg/år). Basert på opplysninger fra bedriftene.

Tallene i parentes representerer utslippstall for 1997.

Bedrift	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	PAH
O.S.	266 (354)	124 (213)	1053 (1990)	21.8 (12.2)	0.9 (2.3)	1162 (980)
NZ ¹⁾	50 (50)	4400 (3600)	30000 (32000)	850 (850)	6.2 (6.5)	-
TTI	7.4 (1.2)	64.5 (12.5)	9624 (5406)	90 (0.3)	0.2 (0.6)	1.5 (0)
Totalt	323 (405)	4589 (3826)	40677 (39396)	962 (872)	7.3 (9.4)	1164 (980)

¹⁾ Tilførslene fra Norzink for 1998 omfatter utslipp fra løpende drift (regulære utslipp og akuttutslipp), utpumping av vann bak spuntvegg, avrenning fra kaiområde og beregnede mengder av sink og kadmium tilført fjorden via overflatevann og kloakk (diffuse tilførsler). Den anslagsvise fordelingen mellom disse enkeltkildene er følgende (kg/år):

	Zn	Cd	Pb	Cu	Hg
Drift	5283	70	4340*	28.3	5.7
Via spuntvegg	1505	58.5	2.9	10.2	0.2
Kaien	1400	4	54	9	0.3
Diffuse tilførsler (ca.)	21000	700	?	?	?
SUM**	30000	850	4400	50	6.2

* Hovedsakelig fra aluminiumfluoridfabrikken.

** Disse tallene er skjønsmessig avrundet oppover av Norzink a.s.

Av dette fremgår at dagens utslippssituasjon er dominert av diffuse tilførsler. Det bør påpekes at disse kun er forsøkt kvantifisert for sink og kadmium og at for disse to metallene utgjør diffuse tilførsler henholdsvis 70 og 82% av de totale utslippene fra Norzink. Det er grunn til å tro at også tungmetaller (Hg, Pb etc.) tilføres fjorden via overflatevann. Det arbeides derfor nå med et tiltak for å eliminere de diffuse tilførslene (etablering av en bufferhall som skal samle opp overflatevann på Eitrheimsneset). Det er forventet at de diffuse tilførslene av sink og kadmium reduseres med 90-95 % når bygging av en underjordisk bufferhall er avsluttet (i løpet av 2003).

3.2 Utslipp til luft.

Utslipp til luft regulert i SFTs utslippkonsentrasjoner til den eksisterende fabrikken, er vist i Tabell 4.

Tabell 4. Utslipp til luft (1997) som er regulert i utslippstillatelsen.

Utslippskilde	Komponent /luftmengde	Kommentar	Bergrensning			Registrert		
			Grense	Enhet	Midlingstid	Antall prøver	Tallverd i middel	Tallverdi høyeste
Røsteanlegg	SO ₂	SO ₂ +SO ₃	10,0	KG/T	T ¹	4	1,2	1,2
Sinkstøperi-gamle ²	INSTOV		25,0	MG/NM3		-	-	-
Sinksstøperi-gamle	INSTOV ³		1,2	KG/D	D ⁴	-	-	-
Øvrige anlegg som Aluminiumfluoridfab.	INSTOV		100,0	MG/NM3		8	1	3,7
Aluminiumfluoridfab.	FLUOR	Hydrogen/Aluminiumfluorid	0,1	KG/T	T	44	0,02	0,1
Aluminiumfluoridfab.	INSTOV	Flusspat-tørke	100 0	MG/NM3		7	73	132
Aluminiumfluoridfab.	INSTOV	Flusspat-tørke	4,0	KG/T	t	7	0,6	1,2
Aluminiumfluoridfab.	SO ₂	Hydrogen/Aluminiumfluorid	5,0	KG/T	T	8	0,6	0,9
Sinkstøperi	INSTOV		50,0	MG/NM3		7	2,5	18

¹ T= timer

² Det gamle sinkstøperiet ble nedlagt i 1996.

³ INSTOV= inert støv

⁴ D= dager

De registrerte verdiene viser at det kan forekomme overskridelser av støvutslippet fra aluminiumfluoridfabrikken. Selv om konsentrasjonene i avgassene fra flusspattørkene var høyere enn begrensningene, var utslipp av støv pr. time betydelig under begrensningene for utslipp av støv fra aluminiumfluoridproduksjonen.

Tabell 5 viser trender i utslipp av tungmetaller til luft fra Norzinks anlegg.

Tabell 5. Trender i utslipp av tungmetaller til luft fra Norzinks anlegg. Enhet: kg/år

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Kadmium	200	200	200	200	200	80	62
Sink	14 000	27 000	21 000	23 000	23 000	-	5-7 000
Kvikksølv					< 3		

Tabell 5 viser at årsutslippene av kadmium og sink reduseres betydelig. Det skyldes anvendelse av dråpefangere som er montert i piper fra diverse reaksjonstanker og fortykkere i lutningsavdelingen. Disse har vist seg å være meget effektive i renseprosessen fra lutningsavdelingen. Reduksjonen skyldes også at den gamle kadmiumfabrikken settes ut av drift.

Når det gjelder kvikksølv, er konsentrasjonene i avgassene under målemetodenes deteksjonsgrenser. Norzink har gitt et overestimat av utslippet i 1998. Dette utslippet vil ikke føre til forurensningsproblem i Oddaområdet.

Tabell 6 viser årsutslippet fra Norzink sammenlignet med årsutslippet fra andre kildegrupper i området.

Tabell 6. Utslipp til luft fra de viktigste kildegruppene i Oddaområdet. Enhet: tonn/år

	Norzink	Odda Smeltev.	Tinfoss Titan & Iron	Fyring	Biltrafikk
SO ₂	32	4,9	21,6	0,6	29
NO _x	33,5	39,9	253,2	0,7	83
Part	5,8	70,5	75,7	5,7	11
CH ₄	-	0,2	0,1	4,9	129
VOC	-	0,7	-	3,8	43
CO ₂	12,4 · 10 ³	112·10 ³	244·10 ³	0,3·10 ³	68·10 ³
Fluor	0,15	-	-	-	-
Cd	0,2	-	-	-	-
Zn	23	-	0,005	-	-
Cu	-	-	-	-	-
Hg	-	-	-	-	-

Data for industrianleggene er basert på bedriftenes rapporter til SFT. Data for fyring og biltrafikk i Oddaområdet er basert på oppgaver fra Statistisk sentralbyrå for ulike kildegrupper i Odda kommune. Det er tatt hensyn til utslipp fra boliger og trafikk i Odda sentrum og nærmeste omegn.

Tabellen viser at Norzink er antatt å være hovedkilden til kadmium, sink og fluor i Oddaområdet. Det bør påpekes at det mangler målinger i luft av disse stoffene fra de andre industribedriftene i området, med unntak av målinger av sink ved TTI. For andre komponenter må en også vurdere bidraget fra andre kildegrupper. Når det gjelder SO₂, kommer ca. 12 tonn/år fra svovelsyrefabrikken. Det resterende kommer fra oljefyring ved aluminiumfluoridfabrikken. En andel av SO₂ foreligger som sulfat. I 1998 målte "Boliden Contech AB/METLAB miljø AB" sulfatandelen i de regulære utslippene. Andelen utgjorde 0,2-3 prosent av det totale SO₂-utslippet. De regulære utslippene av sulfat kan derfor ikke føre til forurensningsproblemer i Odda.

4. Eksisterende og fremtidige miljømål.

Fagutvalget for miljøspørsmål i Odda definerte i 1989 miljømål for Sørfjorden og Hardangerfjorden på følgende måte:

1. Fisk og skjell fra Hardangerfjorden/Sørfjorden skal fritt kunne brukes for konsum.
2. Hardangerfjorden skal få en vannkvalitet som gjør fjorden egnet for aquakultur.
3. Det forutsettes at Eitheimsvågen med nærområder skal tilrettelegges slik at området utgjør et estetisk tilfredstillende nærmiljø.
4. Gjennomføringen av Prosjekt Indre Sørfjord forventes å gi Odda-samfunnet et positivt miljørennøme.

Disse formuleringene ble laget i forbindelse med Prosjekt Indre Sørfjord som la grunnlaget for oppryddingen i Eitheimsvågen. Målformuleringene ble senere tidfestet og det ble presisert at målet skulle være at kostholdsråd vedrørende fisk og skaldyr skal være opphevet innen år 2000. Dette målet er allerede nådd (1994) når det gjelder fisk, men er fortsatt operativt når det gjelder blåskjell fanget i selve Sørfjorden. Opphevingen av kostholdsråd når det gjelder fisk er antatt å skyldes den kraftige reduksjonen i tungmetallutslipp i 1986 (jarositt til fjellhaller), mens den vedvarende forurensningen i blåskjell skyldes fortsatt store tilførsler av metaller til overflatevannet (diffuse tilførsler og akuttutslipp).

I de senere år (siden 1993) har Statens forurensningstilsyn utarbeidet veiledninger knyttet til klassifisering av tilstand, bestemmelse av forurensningsgrad og klassifisering av egnethet for ulike bruksformer. Hovedhensikten med klassifiseringssystemet er å gi ulike faggrupper og personer innen forvaltning, rådgivning og forskning et felles verktøy for vurdering av miljøtilstand og utvikling i ulike typer vannforekomster. Systemet skal være et hjelpemiddel i arbeidet med å fastsette miljømål for vannforekomstene, vurdere behov for forurensningsbegrensende tiltak, samt evaluere effektene av igangsatte tiltak i forhold til miljømålene. Den siste utgaven av veiledningen vedrørende klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann kom i 1997 (Molvær et al., 1997). Her forekommer blant annet klassifisering av tilstand på grunnlag av sjøvanns innhold av tungmetaller og innhold av metaller i tang, blåskjell, fisk (kun kvikksølv) og i sedimenter. Det er også klassifisering av egnethet for akvakultur når det gjelder kvikksølv i fisk og metaller i blåskjell. Det er derfor naturlig å bruke dette klassifiseringssystemet når miljømål for Sørfjorden/Hardangerfjorden skal vurderes.

Det er viktig å sette realistiske mål for miljøkvalitet. Indre del av Sørfjorden er resipient for tre store industribedrifter og en befolkning på ca. 8.000 personer. Odda ligger innerst i et stort fjordsystem, med stor avstand til kystvannet. Fjorden er derfor å betrakte som en dårlig resipient. Selv om primærutslippene gradvis reduseres er det grunn til å tro at en del miljøproblemer vil vedvare i lang tid som følge av avsetninger av forurensning i nedbørfeltet fra en tid da luftutslippene var store og akkumulasjon av forurensning i bunnsedimentene. Det kan derfor ikke forventes at miljøkvaliteten i nærområdet til Odda vil nå tilstandsklasse I (ubetydelig-lite forurenset) i SFTs klassifiseringssystem. Sannsynligvis er det realistisk å tro at fjorden vil være i tilstandsklasse III (markert forurenset) med hensyn til innhold av tungmetaller i vann, organismer og sedimenter i området Tyssedal-Odda og at målet må være at fjorden forøvrig vil befinne seg i tilstandsklasse II (moderat forurenset). Miljømålet i Hardangerfjorden derimot bør være tilstandsklasse I (ubetydelig-lite forurenset).

Det foreslås derfor at det er disse miljømålene som skal ligge til grunn ved vurdering av miljøkonsekvenser ved utbyggingen ved Norzink. I tillegg bør det opprinnelige miljømålet

med opphevelse av kostholdsråd når det gjelder blåskjell stå fast. Det vil kreve at tilførslene av tungmetaller til overflatevannet reduseres betydelig.

5. Forventede endringer i utslipp til Sørfjorden og vannkvalitetsendringer ved produksjonsutvidelsen.

Prosjektet for å redusere de diffuse utslippene fra Eitrheimsneset vil bli gjennomført som planlagt. De utslippsreduksjoner dette medfører er derfor lagt til grunn. Norzink har laget en prognose for sink med hensyn til utslippsendringer i perioden 1998-2004 (tabell 7).

Tabell 7. Norzinks prognose for utslipp av sink til sjø i perioden 1998-2004 (kg/år)

Utslipp	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Prosess- utslipp	5283	5000	5000	5000	5000	1000	1000
Diffuse utslipp	23905	20000	15000	10000	6000	2000	2000
Akutte utslipp	0.3	0	0	0	0	0	0
Totalt	29188	25000	20000	15000	11000	3000	3000

Det bør påpekes at dette er en prognose og at tallene er beheftet med stor usikkerhet. Men det fremgår av tabell 7 at utslippene av sink forventes å bli betydelig redusert i perioden 1998 til 2004 (90%), hovedsakelig som følge av at de diffuse utslippene som er den dominerende kilden tas hånd om.

I tillegg til denne hovedkilden forventes også utslippene, som følge av ordinær drift, (prosessutslipp) å reduseres med nesten 80 %, til tross for produksjonsøkningen. Utslippene av kadmium følger i stor grad sink og det forventes derfor at utslippene av kadmium vil bli redusert tilsvarende. Det samme gjelder trolig i stor grad de andre tungmetallene som tilføres fjorden gjennom diffuse tilførsler.

Prognosen forutsetter at lekkasjen fra fjellhallene ikke vil bli større enn i dag. I følge dagens beregninger er lekkasjen maksimalt 21 gram sink pr.døgn, tilsvarende 7-8 kg pr. år (i henhold til Grønners beregninger). Dette er helt ubetydelig i forhold til de andre kildene.

5.1 Miljøforbedringer som følge av nytt produksjonsanlegg.

En utvidelse i produksjonen av sink er ikke ensbetydende med økte utslipp til det ytre miljø. Størrelsen på utslippene vil avhenge av måten avfallet blir tatt hånd om. I tillegg vil en produksjonsutvidelse gi en miljøgevinst som følge av modernisering av bedriften og ytterligere forbedringer på avfallshåndteringen. Sørfjorden er inne i en rehabiliteringsfase etter utslippsreduksjonene i 1986 og 1992. Det vil derfor være miljømessig uakseptabelt å øke tilførslene av miljøgifter til fjorden. I realiteten bør målet være en utslippsreduksjon på tross av produksjonsutvidelsen. Dette er i tråd med Norzinks utslippstillatelse av 1995. Det vil forutsette følgende:

1. At håndtering av fastavfallet skjer på en slik måte at det gir et tilnærmet nullutslipp til fjorden. Også ved dagens håndtering av avfallet i fjellhaller er utslippet til sjø beregnet å være ubetydelig.
2. At håndteringen av tungmetallholdig avfall i vannfasen tas hånd om av renseanlegget eller resykleres slik at det ikke medfører økte utslipp til fjorden.
3. At drensvannet på Eitrheimsneset fanges opp og deponeres i fjellsjakt slik at de diffuse tilførslene til fjorden reduseres betraktelig. Det forutsettes at arbeidet med dette prosjektet går parallelt med produksjonsutvidelsen.

Hvis disse forutsetningene holder er det grunn til å forvente at tilførslene til sjø vil reduseres og at miljømålene kan nås. For øvrig vises til prognosene i tabellen ovenfor.

5.2 Forventet endring av vannkvalitet (SFTs klassifisering).

Sørfjordens vannmasser kan deles i tre; overflatevann (ned til sprangsjikt, ca. 5 m dyp), intermediert vann (fra sprangsjiktet og ned til 100 m dyp) og dypvann (dyp større enn 100 m). Disse tre vannmassene har svært forskjellig oppholdstid i fjorden. Overflatevannet har en oppholdstid på noen dager i fjorden, mens de dypere vannlag kan ha en oppholdstid på mange måneder. Dette innebærer at forurensningsgraden i overflatevannet kan skifte raskt hvis tilførslene varierer, mens i dypvannet er forholdene mere stabile.

Da jarositt ble ledet til fjellhaller i 1986 sank forurensningsnivået i den intermediere vannmassen og dypvannet meget drastisk. Det skyldes at utslippene av tungmetaller til fjorden ble redusert med over 90%. Nivåene har gått ned fra år til år og i 1997 var nivåene av tungmetaller i ytre deler av fjorden på 40 og 200 m dyp nede på et nivå som tilsvarer tilstandsklasse II etter SFTs klassifisering (moderat forurenset).

I overflaten derimot er det fortsatt en høy forurensningsgrad tilsvarende tilstandsklasse V (meget sterkt forurenset) innerst i fjorden og klasse IV i store deler av fjorden (sterkt forurenset). Her vil forurensningsgradene variere sterkt over tid ettersom tilførslene fluktuierer.

Hvis man legger prognosene for utslipp til grunn forventes ikke vannkvaliteten med hensyn til tungmetaller å endre seg stort ved intermediere dyp og i dypvannet. Det henger sammen med at utslipp på dypt vann allerede er såvidt redusert at det neppe vil bety noe fra eller til. I overflatevannet derimot forventes kvaliteten å endre seg drastisk. All overflateavrenning og uhellsutslipp har påvirket overflatevannet. Ved en forventet reduksjon på ytterligere 90 % av sinkutslippet i forhold til 1998-utslipp vil det skje en dramatisk forbedring i overflaten i fjorden og det forventes at tilstandsklassene vil endre seg fra meget sterk/sterk forurensning til moderat forurensning (kl.II). Det kan ikke forventes at overflatevannskvaliteten i et slikt område med industrivirksomhet vil nå tilstandsklasse I (ubetydelig/lite forurenset). Ved en endring av overflatevannsklassifiseringen fra kl.IV/V til kl II må vi anta at miljømålene med opphevelse av kostholdsråd, når det gjelder konsum av blåskjell, vil bli nådd.

5.2.1 Konsekvenser for oksygenforholdene i havnebassenget.

Oksygenforholdene i havnebassenget har vært kritiske de senere årene og det har vært gjort flere undersøkelser og utredninger for å kunne finne årsaken. Hovedkonklusjonen har vært at årsaksforholdet er sammensatt, men at hovedårsaken er å finne i Odda Smelteverks utslipp av dicykalk (kjemisk oksygenforbruk) (Schanning, 1999). I tillegg kommer utslippet av kloakk fra Odda, tilførsler av organisk materiale med Opo og utslipp av SO₂-holdig vaskevann fra Norzink og Tinfos Titan & Iron.

Utslipet av gass-vaskevann fra Norzink er knyttet til produksjon av aluminiumsfluorid og svovelsyre. Bedriften har oppgitt et utslipp av 400 m³/h avløpsvann med et SO₂-innhold på gjennomsnittlig 208 mg/l. Sjøvannet tas inn på to dyp (2 og 4-5m) og slippes samlet ut på 30m dyp. NIVA gjennomførte en utredning om betydningen av dette utslippet for oksygenforholdene i havnebassenget, basert på modellbetraktninger og hydrografiske målinger (Molvær og Skei, 1998). Vann som slippes ut på 30 m dyp innlagres ved ca.23 m dyp. Det er spesielt i dybdeområdet 20-30 m at oksygenforholdene i havnebassenget har vært kritiske. Det ble derfor konkludert med at det ville være en fordel for oksygenforholdene om utslippsdypet ble hevet til 20 m.

Ved produksjonsutvidelsen har bedriften oppgitt at det totale SO₂-utslippet fra svovelsyrefabrikken og aluminiumfluoridfabrikken vil øke fra 157.5 kg SO₂/time til 182.5 kg SO₂/time, dvs. en økning på vel 15%. Dette innebærer en liten økning i oksygenforbruket i havnebassenget, men ettersom utslippsdypet vil bli hevet for å unngå å belaste den vannmassen som er mest utsatt for oksygenforbruk, vil økningen i SO₂-utslippet neppe medføre store endringer fra dagens situasjon.

5.2.2 Konsekvenser av utslipp av kjølevann.

Kjølevann kan påvirke marine organismer og systemer på flere nivåer både direkte og indirekte. Temperatur har i seg selv en fundamental virkning på biologiske prosesser som produksjon, vekst, formering og atferd. Kjølevannsutslipp har vist seg å forskyve perioder for vekst og formering, og kan endre artssammensetningen i et samfunn ved favorisering av varmetolerante arter. Kjølevann har også vist seg å kunne endre artsmangfoldet i marine samfunn, men endringene har ikke vært entydig negative eller positive. Kjølevann synes i liten grad å påvirke frekvens av sykdom og parasitter hos dyr, eller ha innflytelse på toleranse overfor f.eks. miljøgiftbelastning. I norske kystfarvann med store sesongmessige endringer i sjøvannstemperatur må en også forvente at flora og fauna har en relativt vid toleranse for store men gradvise temperaturendringer. I et flerårig basseng-eksperiment med kronisk belastning på 3°C overtemperatur i marine grunnvannssamfunn fra Skagerrakkysten, viste virkningene seg å gå i begge retninger. Overtemperaturen hadde omtrent i like stor grad positive som negative virkninger på enkeltarters vekst, stoffomsetning og dødelighet (Bakke et al. 1992). Man bør derfor i utgangspunktet kunne angi 3°C overtemperatur som en grense for der man vil kunne påvise effekter på marine grunnvannssamfunn.

Vi har lagt følgende data til grunn for beregningene:

- Inntaksdyp: 40 m
- Temperaturøkning i kjølevannet: 13°C.
- Akseptabel temperaturøkning i blandingen av kjølevann +sjøvann etter fortykning, sett i forhold til temperaturen i det omkringliggende sjøvannet: 3°C.
- Vannmengder: 2100 m³/h, 3000 m³/h (to ledninger med 1500 m³/h)
- Diametre for utslippsledning: 600 mm
- Utslippsdyp: 20 m, 25 m, 30 m
- 35 vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet i utslippsområdet, for vannmassen mellom overflaten og 40 m dyp.

For hver av de 35 profilene (situasjonene) har vi beregnet kjølevannets egenvekt etter en temperaturøkning på 13°C med grunnlag av temperaturen og saltholdigheten i 40 m dyp. For en nærmere beskrivelse av metodikken vises til NIVAs notat av 22.1.98 "SO₂ i avløpsvann fra Norzink" (Molvær og Skei, 1998).

- Beregningene viser at ved 5 gangers fortytning (1 del kjølevann + 4 deler sjøvann) eller mer vil temperaturen i sentrum av skyen med fortyntet kjølevann være lavere enn 3°C allerede etter primærfortynningen. Dette er basert på en kjølevannsmengde på 3000 m³/h (to ledninger med 1500 m³/h)
- Strålen med kjølevann vil ha relativt liten oppdrift i forhold til det omkringliggende sjøvannet (utslipp av sjøvann fra 40 m dyp – ikke ferskvann!), og energien til primærfortynningen må derfor hentes fra strålens bevegelsesenergi. Altså er hastigheten ut av ledningsåpningen av vesentlig betydning.
- Hastigheten avhenger av vannmengden og ledningsdiameter. Liten vannmengde og stor ledningsdiameter er dermed en ugunstig kombinasjon.
- En vannmengde på 1500 m³/h og 600 mm rørdiameter gir en strålehastighet på 1.5 m/s og for 2100 m³/h tilsvarende 2.1 m/s.

På bakgrunn av dette kan følgende anbefales:

- Med utgangspunkt i en vannmengde på 3000 m³/h fordelt på to rør og en rørdiameter på 600 mm vil 5 ganger fortytning av kjølevannet være tilstrekkelig for å unngå en overtemperatur på mere enn 3°C.
- Passende utslippsdyp for dette utslippet vil være mellom 20 m og 30 m, kanskje med ca. 25 m som beste valg. Skyen med fortyntet kjølevann vil i hovedsak fordele seg mellom et nivå 6 m høyere og 1-2 m dypere enn utslippsdypet (for utslipp i 25 m dyp, altså mellom ca. 19 m og 27 m dyp). Vi har ikke vurdert om en slik "sky" av noe oppvarmet sjøvann kan komme i konflikt med andre utslipp eller vanninntak i området, men anser det som lite sannsynlig.

5.3 Forventede endringer i påvirkning på sedimentkvaliteten (SFTs klassifisering)

Sinknivåene i sedimentet utenfor Tyssedal tilsvarte i 1996 tilstandsklasse III (nokså dårlig). I midtre del av fjorden lå tilstanden i samme klasse, mens den i ytre fjord siden 1985 har ligget i klasse II (mindre god). Kadmium fulgte samme tendens. Sedimentnivåene har vist liten forandring i perioden 1991-1996. En ytterligere reduksjon i tilførselen av sink vil som før nevnt i vesentlig grad påvirke overflatevannet. Man bør derfor neppe forvente noen endring av betydning i metalltilstanden i bunnsedimentene som følge av disse reduksjonene.

Sedimentkvaliteten har i første rekke betydning som habitat for de dyr som lever på bløtbunn (se 5.4.3). Sedimentlevende dyr som lever i nærkontakt med forurensede sedimenter vil bli eksponert både gjennom sedimentets porevann og gjennom partikler som dyra spiser. På den måten kan metaller spres videre til fisk og bidra til å opprettholde forhøyede nivåer i fisk. Det er derfor viktig at sedimentkvaliteten bedres ved at utslippene reduseres og at det skjer en naturlig overdekning med uforurensede sedimenter. Den naturlige sedimenttilveksten i Sørfjorden er på noen få mm pr. år og det vil ta lang tid før at forholdene i overflatesedimentene normaliseres. En ytterligere reduksjon i utslippene av tungmetaller vil bidra i riktig retning, men det vil ta lang tid før det skjer en endring i tilstandsklassene.

5.4 Forventede endringer i påvirkning på organismer i Sørfjorden.

Miljøtilstanden med hensyn til innhold av tungmetaller i fisk og skaldyr og effekter på hardbunns- og bløtbunnsorganismer i Sørfjorden er godt dokumentert gjennom snart 20 års overvåking i regi av Statlig program for forurensningsovervåking. En oppsummering av vår kunnskapsstatus er gitt i Skei et al., 1998.

5.4.1 Miljøgifter i fisk og skaldyr (SNTs kostholdsråd)

Metallforurensningen av Sørfjorden har foranlediget advarsel mot å spise fisk og skjell fra fjorden. I 1994 ble kostholdsrådene for fisk trukket tilbake grunnet bedring i forholdene, men advarselen mot konsum av blåskjell gjelder fortsatt. Denne innbefatter at konsum av skjell fra Sørfjorden frarådes helt. For Hardangerfjorden forøvrig anbefales at inntak av skjell er moderat. Som nevnt tidligere er målet at kostholdsrådene for skjell også skal oppheves (kap.4).

Miljøgifter i fisk

Miljøgiftinnholdet i fisk er overvåket innenfor JAMP-programmet (internasjonalt overvåkningsprogram knyttet til Oslo-Paris Kommissjonen) og har pågått siden 1986 i Sørfjorden (Edna og Tyssedal) og Hardangerfjorden (Strandebarm). Utviklingen i forurensningssituasjonen fram til 1997 viser at fisk fra Sørfjorden fremdeles er forurenset, spesielt med kadmium og bly, og i mindre grad med ppDDE og kvikksølv.

I skrubbelever fra indre Sørfjorden (Edna) ble det i 1996 funnet overkonsentrasjoner av kadmium på opptil 8 ganger høyt bakgrunnsnivå, i 1997 noe lavere (3 ganger overkonsentrasjon). For torskelever ble det også funnet noe reduserte verdier i 1997 i forhold til 1996. For perioden 1987-97 som helhet er det ikke konstatert noen signifikant utvikling av kadmiumnivå i lever. Den høye konsentrasjonen i skrubbelever i 1996 kan ha sin årsak i høye, irregulære utslipp fra industrien i Odda i perioden august til desember 1996 som førte til unormalt høye konsentrasjoner spesielt av sink og kadmium i vannmassene (Skei, 1997).

Selv om det også for sink var unormalt høye konsentrasjoner i vannmassene ble det ikke funnet unormalt høye konsentrasjoner av sink i fiskelever. Undersøkelsene av sink i fiskelever viser at konsentrasjonene har vært moderate for hele perioden til tross for høy belastning. Dette antas å henge sammen med fiskens evne til å regulere sink-opptaket. Dette betyr også at den forventede utslippsreduksjonen i sink ikke vil gi endringer av betydning for sink i fiskelever.

Bly i fiskelever har vist en klar nedgang fra 1990 til 1997, men i 1996 ble det funnet en svak overkonsentrasjon (< 2) i lever fra skrubbe som er en stedbunden bunnfisk.

Det er i perioden 1987-97 påvist variable, men moderate, overkonsentrasjoner av kvikksølv (Hg) i filet (2-3 ganger) fra fisk fanget i Sørfjorden.

Miljøgifter i blåskjell

Blåskjell er samlet inn for metallanalyser siden 1981, og årlig siden 1989 (Skei et al. 1998). Nivået av kvikksølv, kadmium, bly, sink, kobber, DDT, DDE, DDD, Σ DDT og Σ PCB-7 er analysert i blåskjell som samles inn hver høst. I regi av Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) samles det også inn blåskjell fra flere stasjoner i Hardangerfjorden inklusivt Sørfjorden for analyse av metaller og klororganiske stoffer. Resultatene viser store årlige variasjoner i metallinnhold; variasjoner som i mange tilfeller har vært vanskelig å forklare.

Sinknivåene i blåskjell har variert betydelig fra år til år, men en tidstendens har likevel vært klar. Fra å være meget høye (klasse IV "sterkt forurenset" etter SFTs miljøkvalitetsklassifisering (Molvær et al. 1997)) i perioden fram til ca 1990-91 viste sinknivåene et klart fall til klasse II, (moderat forurenset) fram til ca 1995-96 i hele Sørfjorden.

I 1996-97 har imidlertid nivåene igjen steget i indre del av fjorden og har hyppig vært i klasse III (markert forurenset).

I store deler av Sørfjorden har blåskjellene hatt et svært høyt innhold av spesielt bly og kadmium, opp i klasse V "meget sterkt forurenset" etter SFTs miljøkvalitetsklassifisering. Utviklingen fra 1992 til 1996 viste en klar reduksjon i bly-forurensningen ved at tilstanden i ytre fjord er forbedret fra klasse IV til klasse II. Skjell fra indre fjord, spesielt innenfor Tyssedal, var likevel fremdeles sterkt bly-forurenset i 1996.

I 1996 var skjellene i store deler av Sørfjorden også fremdeles markert forurenset (klasse III) av kadmium, med havnebassenget som sterkt forurenset (klasse IV), men også for dette metallet synes det å ha vært en markert bedring i de senere år.

Nivåene av kvikksølv (Hg) i blåskjell har vært forholdsmessig lave, men også her med betydelige årlige variasjoner. I 1996 var skjellene i store deler av Sørfjorden bare moderat forurenset med kvikksølv og markert forurenset kun i områdene nærmest Odda. I de umiddelbart foregående år har det forekommet områder med sterk grad av kvikksølvforurensning i blåskjell.

Metallkonsentrasjonene (Hg, Cd, Pb, Zn) i blåskjell fra 1997 var jevnt over høyere enn i 1996, for enkelte stasjoner omkring det dobbelte av året før (Knutzen et al. 1999). Data for tilførsler og vannanalyser viser ingen slik økning, bortsett fra vel 30 % høyere utslipp av bly (Skei, 1998). Hovedinntrykket for disse metallene er at forbedringen synes å ha flatet ut etter ca 1994, til dels på nivåer som fortsatt er betydelig over forventet bakgrunnsnivå.

Ujevnhet i tilførsler og for lav hyppighet på prøver fra overflatevann har gjort tolkningen av metaller i blåskjell (og tang) i forhold til eksponering vanskelig, og akkumuleringen av metaller i skjell har ikke vært proporsjonal med belastningen i vann (jfr Skei og Knutzen, 1991). Dette skyldes antakelig blåskjellenes evne til regulering av opptak når belastningen er meget sterk.

Forsøk har også vist at blåskjellene bruker relativt lang tid på å halvere metallinnholdet, kanskje med unntak av sink (Moy og Knutzen, 1996). Hurtig opptak/langsom utskillelse vil kunne gi variasjoner i blåskjellenes metallnivåer som pga. uregelmessigheter i utslippene ikke stemmer videre godt hverken med gjennomsnittsnivåene eller vekslingene i vannets metallinnhold langs en avstandsgradient utover fjorden. Dette er det eksempler på i nesten alle årene (Skei og Knutzen, 1991).

Det er også funnet store variasjoner mellom ulike prøveserier innsamlet med korte mellomrom, f.eks. forskjell mellom metallnivåer i skjell fra Sørfjord-overvåkingen (innsamlet i september) og JAMP-overvåkingen (innsamlet i oktober), (Knutzen et al. 1993, 1994, 1999), eller vanskelig tolkbar oppgang i Hg i blåskjell i 1993 (Knutzen et al. 1994). I 1996 var det også eksempler på tilsynelatende uoverensstemmelse mellom data for metaller i vann og skjell (Knutzen et al. 1998). Dette gjør det vanskelig å lage en pålitelig prognose for hvor raskt og i hvilken grad skjellenes metallinnhold vil endre seg som følge av fremtidig metalltilførsel til vannmassene.

Forholdene i ytre del av fjorden kan imidlertid indikere noe om sannsynlig utvikling. Her har sink-nivåene i overflatevannet ligget i tilstandsklasse III siden ca 1991. Blåskjellene i samme område har siden 1993-94 ligget i grensesjiktet mellom klasse I og II. Dersom fremtidige tilførselsreduksjoner fører til at sinknivået i overflatevannet i indre fjord reduseres og stabiliserer seg i klasse II (cf. kap 5.2), dvs lavere enn i ytre fjord de senere år, er det rimelig å tro at skjellene også etter hvert vil bli liggende i klasse I m.h.t. sink.

5.4.2 Konsekvenser for skjell- og fiskeoppdrett (brukskonflikter)

SFTs klassifiseringsystem for egnethet for akvakultur (Molvær et al. 1997) har to kriterier av relevans for denne utredningen: kvikksølv i torskefilet, og metaller i blåskjell.

Ut fra kvikksølvverdiene som er funnet i torsk fra indre Sjøfjorden i perioden 1987 til 1997 (Knutzen et al., 1999) blir området (med unntak av 1992) klassifisert som "egnet" til "godt egnet" for oppdrett (klasse I-II). For andre metaller finnes ikke kriterier, men siden det i dag ikke er kostholdsråd for fisk i området, og det ikke er grunnlag for å forvente at fet fisk som laks og ørret vil akkumulere mer metaller fra vannmassene enn mager fisk som torsk og skrubbe, bør man anta at dagens nivåer av de øvrige metallene ikke utgjør en trussel mot kvaliteten på eventuell oppdrettsfisk. Den forventede forbedringen i metallsituasjonen i overflatevannet etter utbyggingen vil gjøre denne antakelsen enda sikrere. Det er derfor ingen grunn til å forvente at utbyggingen vil redusere Sjøfjordens/Hardangerfjordens potensial som oppdrettsområde for fisk i forhold til dagens situasjon, snarere forbedre potensialet.

Potensialet for skjelldyrking er i dag begrenset gjennom kostholdsrådet for blåskjell. Sett i forhold til egnethetskriteriene for oppdrett generellt, tilsier nivåene av sink, bly og kvikksølv at ytre del av Sjøfjorden delvis er egnet til oppdrett, indre del ikke egnet. Sett på grunnlag av kadmium er ingen deler av Sjøfjorden egnet. Man må likevel primært anse kostholdsrådene for skjell som styrende for hvorvidt det er aktuelt med skjelldyrking i Sjøfjorden og Hardangerfjorden, og at disse først må oppheves.

Eventuelle arealmessige eller andre brukskonflikter med oppdrettsvirksomhet i Sjøfjorden ville bare kunne knyttes til deponeringen av sprengmasser fra de nye fjellhallene. Dette er behandlet i kapittel 5.5.

5.4.3 Effekter på hardbunn- og bløtbunnsfauna (økologi/biodiversitet)

Hardbunnssamfunn

Kartlegging av flora og fauna på hardbunn ned til 20-30 m dyp er gjort i 1981-82 og i 1991-92 på i alt 9 stasjoner fra Odda til Krossanes (Moy og Walday, 1994). Det er markerte topografiske endringer i denne dybdesonen utover fjorden, og dette har betydning for alge- og dyrelivet. Sjøbunnen innerst er preget av sand og mudder med større stein som gir sterkt begrensede levemuligheter hardbunnsarter. Motsatt går fjellveggen loddrett ned i dypet f.eks ved Tyssedal og Oaldskor. Dette gir lite areal for alger (raskt minkende lysintensitet), men optimale forhold for sekkedyr, børstemark o.l.

Generelt er det funnet få arter av både alger og dyr på hardbunn i Sjøfjorden og i tillegg er deres forekomst sparsom. Dette kan skyldes flere faktorer, hvorav de antatt viktigste er ferskvannstilførsel, kråkebollebeiting og forurensningstilførsler. Algevegetasjonen vokser relativt frodig i fjæra og noe nedover, men opphører rundt 3 - 4 m dyp. Under 4 m dyp fremstår bunnen som nakent fjell med noen få dyr sittende enkeltvis og spredt. De eneste vanlige/dominerende dyr synes å være kråkebollen *Strongylocentrotus droebachiensis*, kalkkrørsormen *Pomatoceros triqueter* og blåskjell, *Mytilus edulis*. Dette er typisk for nedbeitede områder. Slik beiting skyldes ikke forurensning.

Kråkebollen *S. droebachiensis* er hindret fra å gå helt opp i fjæra av den lave overflatesaltholdigheten. Dette gir den øvre beitefrie sonen som er observert. Lav overflatesaltholdighet hindrer imidlertid også andre fjærebelte- og gruntvannsformer i å etablere seg i Sjøfjorden. Dette gjelder f.eks. sannsynligvis strandsnegl og fjærerur.

Den sparsomme algevegetasjonen er dominert av brunalgene. Antallet arter grønnalger er også relativt høyt, mens det er få rødalger. Ytterst i fjorden, ved Krossanes var det langt flere rød- og brunalger enn gjennomsnittet og samtidig færre grønnalger. Blant dyrene synes både antall arter og individtettheten å øke med avstand fra Odda og ut mot Tednes for deretter å flate ut.

Det er vanskelig å bedømme i hvor stor grad metallforurensningen i Sørfjorden har medvirket til det sparsomme hardbunnssamfunnet. Særlig sink, kadmium, kvikksølv og bly har tidligere vist store overkonsentrasjoner i blåskjell og tang, og det er sannsynlig at de har hatt negativ innflytelse på organismesamfunnene. Noen kvantifisering av giftigheten overfor de ulike arter er det likevel ikke mulig å gjøre ut fra en samfunnsundersøkelse, siden endringer som kan påvises i et organismesamfunn ikke er spesifikke for metallpåvirkning. Innplantede blåskjell til indre Sørfjorden mistenkes imidlertid å ha dødd pga. episodisk høyt innhold av sink og kobber i vannet (Moy og Knutzen, 1996).

Toksisitetstester med vann fra indre Sørfjorden har vist variabel virkning på relevante arter. Tester med befruktede torskeegg, tanglopper og rurlarver, viste f.eks. liten eller ingen reaksjon på uforynnet resipientvann fra Eitrheimsvågen (Kirkerud og Knutzen, 1986). Rødalgeslekten rekeklo (*Ceramium*) er en følsom art for en lang rekke miljøgifter (B. Eklund, pers. med., 1994). Det er påvist en følsomhet overfor sink med $EC_{50} = 125 \mu\text{g/l}$. Til sammenligning varierte konsentrasjonen av sink (årgjennomsnitt) i overflaten i Eitrheimsvågen mellom 60 og 300 $\mu\text{g/l}$ i årene 1991–1997 (Skei, 1997). Konsentrasjonen i overflaten avtok med avstand fra Odda, og i midtre og ytre del av Sørfjorden lå konsentrasjonen av sink i samme tidsrom mellom 10 og 20 $\mu\text{g/l}$. Dette indikerer at sinknivåene i indre del av fjorden kan ha vært høye nok til å forårsake akutte effekter på følsomme arter.

Forbedringen i overflatevannets kvalitet som forventes ut fra prognosene om utslipp sannsynliggjør at enkelte brakkvannsarter som blåskjell, kanskje også skipsrur, vil få bedre livsgrunnlag i indre del av Sørfjorden. For de fleste andre artene vil den tidvis meget lave overflatesaltholdigheten og kråkebolle-beitingen, forhindre etablering uavhengig av reduksjonen i metalltilførsel. Det er derfor liten grunn til å forvente en økning i det biologiske mangfold av betydning på grunt vann i indre del av Sørfjorden som følge av metallreduksjonen.

Bløtbunnssamfunn

Bløtbunnsfaunaen er undersøkt flere ganger i de dypere områdene av Sørfjorden fra 1980 til 1986 (Næs og Rygg 1982, Rygg og Skei 1997), sammen med måling av metallinnhold i bunnsedimentene. Over hele perioden har både antall arter og total individtetthet vært ganske lave i hele Sørfjorden. Fra 1985 til 1991 var det en kraftig nedgang i sedimentets tungmetallkonsentrasjoner utenfor Tyssedal, og svak til ingen nedgang lenger ute. Det var ingen videre nedgang i tungmetallene fra 1991 til 1996. På tilsvarende lokaliteter var det ingen forbedring i faunasamfunnene fra 1985 til 1991, men fra 1991 til 1996 skjedde det en forbedring i form av stigning i artsmangfoldet på stasjonene i hele Sørfjorden, (bortsett fra havnebassenget der det også i 1996 var svært få dyr totalt sett og bunnen var sterkt preget av industriavfall).

I hele fjorden har individtettheten av de tidligere dominerende forurensnings-tolerante artene gått ned med det resultat at artsmangfoldet har steget. I 1996 ble tilstanden med hensyn til artsmangfold karakterisert som god (klasse II) i hele Sørfjorden unntatt i havneområdet. Metallkonsentrasjonene i sedimentet i midtre og ytre del av Sørfjorden har som nevnt over endret seg lite, men minsket tilførselsrate kan ha gitt bedre livsbetingelser. Forbedringen i

faunaen var noen år forsinket i forhold til nedgangen i metallbelastningen, men dette er naturlig siden reetablering til et normalt bløtbunns-samfunn tar tid. Det er mulig at bunnfaunen fortsatt er i gjenvekstfase etter forbedringene i sedimentforholdene før 1990, slik at de kommende årene vil vise en ytterligere økning i artsmangfoldet, men det er lite trolig at artsmangfoldet vil nå opp i tilstandsklasse I (meget god) i hele fjorden, slik den var i 1996 ved munningen mot Hardangerfjorden.

5.5 Miljøeffekter ved deponering av steinmasser i Sørfjorden.

I forbindelse med utsprenning av nye fjellhaller vil overskuddsmassene i stor grad bli deponert i sjøen, enten ved tipping fra land eller bruk av lekter og deponering på dypt vann. Ved dobling av volumene av hallene vil steinmassenes volum være ca. 140.000 m³. En hall har en varighet på 1 år. Ved en driftsperiode på 25 år, som har vært valgt i forbindelse med konsekvensutredningen, tilsvarer dette et volum av steinmasser på ca. 5.6 mill m³ (beregnet som løse masser; utvidelsesfaktor = 1.6). Det er således en formidabel deponering som vil berøre et betydelig område. Dumping av steinmasser er pågått siden 1986 og de deponerte massene representerer et volum på over 1 million m³. Det er ikke gjennomført noen miljøundersøkelser knyttet til denne aktiviteten.

Tillatelse til tipping av steinmasser i Sørfjorden ble gitt av Fylkesmannen i Hordaland 26.01.96. Tillatelsen gjelder deponering av 70.000 m³ rene steinmasser pr. fjellhall og totalt 16 haller; dvs. et sprengsteinsvolum på ca. 1.1 mill m³. Fylkesmannen vurderte at omsøkte deponering vil avgrense seg til mindre lokal nedslamming av flora og fauna, samt misfarging i sjøen som resultat når deponeringen pågår. Videre at man antar at steinstøv fra fjellhallene relativt raskt vil sedimentere etter at arbeidet er avsluttet.

NIVA gjennomførte i 1992 en konsekvensanalyse av dumping av tunnelmasse i sjøen i Lærdalsområdet for Statens Vegvesen (Johnsen og Golmen, 1992). Den totale dumpemassen var i dette tilfelle ca. 500.000 m³ i løpet av en 2-årsperiode. Hovedkonklusjonen var at miljøkonsekvensene for fjorden var små. NIVA har også overvåket hardbunns flora og fauna på grunt vann i nærområdet for gassterminalen på Kårstø, Rogaland (Pedersen og Green, 1996) der betydelige sprengsteinmasser er deponert som ledd i utvidelsen av anlegget. Det ble ikke funnet endringer i flora og fauna som kunne tilskrives dumping. Det er derfor liten grunn til å forvente andre effekter på bunnsamfunn i nærområdet for dumping, enn det som kan tilskrives fysisk tildekking av selve massene eller av oppvirket bunnsediment. Bunnfaunaens evne til å motvirke tildekking gjennom å grave seg opp til overgangen vann-bunn er avgjørende for effektene. Undersøkelser i andre dumpesituasjoner (Tyskland, Nederland) har indikert at negative effekter av betydning først vil skje når tildekkingen blir mer enn 20-30 cm (Essink, 1993), hvilket må forventes helt i nærområdet av steinmassene.

Spredning av skarpe mineralpartikler fra utsprenget masse vil teoretisk kunne skade gjellevev hos fisk som ikke kan unngå partikkelskyen, f.eks i oppdrettsanlegg. Man må likevel forvente at det av andre årsaker, som f.eks. fare for ødeleggelse av anlegg, opprettes sikkerhetssoner rundt dumpeområdet der akvakulturanlegg ikke plasseres, og at anlegg utenfor denne sonen er mindre utsatt for partikkelskyene.

5.5.1 Oppvirvling av forurensede sedimenter.

De miljømessige konsekvenser som en slik deponering kan ha, og som hvertfall må vurderes, er i første rekke knyttet til oppvirvling av sterkt forurensede sedimenter og eventuelt forflytning av forurensede sedimenter via suspensjonsstrømmer som følge av undersjøiske ras.

I fjorder med til dels bratte sider skjer mesteparten av sedimentakkumuleringen i dypbassenget (Syvitski et al., 1987). Materiale som avsetter seg på skråningene vil sakte men sikkert forflytte seg nedover når massene blir ustabile for så til slutt å ende opp i det dypeste partiet (sedimentfokusering). Derfor vil en deponering fra land via tipp i første rekke berøre sedimenter som ligger på det største dypet. Det er også her de mest finkornige og forurensede sedimentene ligger. Når steinmassene tippes vil det sannsynligvis danne seg en trykkbølge foran massene som er kraftig nok til å virvle opp sedimentene og transportere de vekk fra selve stedet hvor massene faller til ro. I tillegg vil det skje oppvirvling som følge av at steinmassene synker ned i selve sedimentene. Det oppvirvlede materialet vil sannsynligvis tildels sedimentere på toppen av steinmassene og vil igjen virvles opp ved neste lass med stein som tippes.

Det er ikke gjort analyser av bunnsedimentene i selve dumpeområdet i forbindelse med det pågående overvåkningsprogrammet. I 1971 ble det imidlertid tatt en sedimentkjerne ikke langt fra det stedet som forventes å være påvirket av dumpede steinmasser (Skei, 1975). Sedimentene var den gang kraftig forurenset med 9850 mg/kg sink, 6200 mg/kg bly og 54 mg/kg kadmium i overflaten (Skei et al., 1972). I henhold til SFTs klassifisering var dette meget sterkt forurensede sedimenter (tilstandsklasse V).

I forbindelse med planer om opprydding i Eitheimsvågen gjennomførte NIVA eksperimentelle undersøkelser med sedimentene. Det ble konkludert med at lekkasjen av tungmetaller fra sedimentene var moderat så lenge sedimentene ikke ble fysisk forstyrret (Skei et al., 1987). Dyrers gravende virksomhet i sedimentene var nok til øke utlekkingsgraden. For bly og kvikksølv vedkommende økte lekkasjen med henholdsvis 40 og 250 ganger når sedimentene ble forstyrret (Skei et al., 1987), sannsynlig som følge av desorpsjon av metaller fra partikler. Dette innebærer at oppvirvling av sedimenter fører både til at metaller som var partikkelbundet går over i vannfasen og blir lettere tilgjengelig for organismer, i tillegg til at oppvirvling fører til at små partikler kan transporteres langt hvis det er en aktiv strøm tilstede. Av den grunn blir oppvirvling av forurensede sedimenter sett på som et miljøproblem (Skei, 1992).

Grad av oppvirvling som følge av steindumping vil avhenge av flere faktorer:

1. Hvor mye finkornige sedimenter som blir påvirket av trykkbølgen og av selve steinmassene.
2. Sedimentets kornstørrelse.
3. Hvor ofte steindumping skjer og om den skjer i hovedsak oppå tidligere dumpede masser.
4. Strømforholdene nær bunnen.

Ettersom det ikke foreligger undersøkelser på dumpestedet forut for dumping og overvåkning under selve dumping vil det være behov for dokumentasjon (se kap.7).

5.5.2 Fare for undersjøiske ras.

Sørfjorden har bratte fjellsider både over og under vann. Ettersom det avsetter seg små mengder løsmasser i skråningene er det mindre risiko for at utfylling av steinmasser vil utløse undersjøiske ras. Undersøkelsen av bunntopografien i dumpeområdet har imidlertid avslørt at det tidligere kan ha gått ras (mulig spor av rasgroper, i følge Grøner as). En trykkvirkning på løsmassene i selve dypbassenget vil imidlertid kunne utløse turbiditetsstrømmer som kan forplante seg utover langs fjordens dypål, forutsatt at hellningen er tilstrekkelig. Turbiditetsstrømmer av eldre dato (flere tusen år siden) er påvist både i Sørfjorden og Hardangerfjorden (Holtedahl, 1965).

Hvis de fysiske forholdene ligger til rette for å starte en turbiditetsstrøm vil forurensede sedimenter kunne transporteres fra dumpeområdet og lange strekninger utover fjorden. Det er imidlertid lite sannsynlig at dette vil være noe annet enn et engangsfenomen og at dette eventuelt allerede har skjedd som følge av tidligere steindumping.

5.5.3 Innvirkning på hardbunns- og bløtbunns-samfunn.

Foruten den fysiske ødeleggelsen i selve dumpeområdet forventes eventuelle virkninger på flora og fauna først og fremst å kunne forårsakes av nedslamming.

Man kan forvente at steinstøv fra sprengmassene vil kunne synke ut i omkringliggende grunne områder og delvis dekke til alger og dyr på hardbunn. På basis av de tidligere nevnte undersøkelsene ved Kårstø (Pedersen og Green 1996) kan man forvente at eventuelle virkninger vil være meget lokale, anslagsvis noen få hundre meter langs land. Med de fremherskende strømforhold må man forvente at det vesentlig er området sør for dumpeområdet som vil bli påvirket. Hardbunnsområder er pr definisjon erosjonspåvirket, slik at en enkelt episode med nedslamming vil være kortvarig inntil bølgeeksponering og strøm har transportert steinstøvet videre nedover, og derfor sannsynligvis er uten påvisbare effekter. Siden dumpingenes forventes å pågå som en mer eller mindre kontinuerlig virksomhet, må man forvente at nærområdene kronisk blir utsatt for slik nedslamming. Dette kan redusere vekstvilkårene for den allerede sparsomt utviklede tang- og tarefloraen gjennom skygging for lys, slik at algene etter hvert kan forsvinne lokalt helt inntil dumpemassene.

For dyreartene på hardbunn vil også nedslammingen kunne gi negative effekter både i form av tildekking, og ved en utarming av næringstilgangen hos filtrerende organismer (f.eks blåskjell) ved at store mengder mineralpartikler uten næringsverdi må filtreres ut sammen med næringen. Geografisk utstrekning av slike effekter forventes som for algene å være liten.

Eventuelle virkninger på bløtbunnsfauna dypere nede vil kunne forårsakes av nedslamming fra oppvirket bunnsediment i dumpeområdet. Utstrekningen av en slik effekt er vanskelig å angi både fordi strømforholdene ved bunnen er lite kjent, og fordi man vet lite om hvordan steinmassene vil oppføre seg under dumpingene (se kap 5.5.1). En kronisk hypersedimentering med oppvirket sediment rundt dumpeområdet vil sannsynligvis etter hvert føre til at bunndyrarter som er tolerante for fysiske forstyrrelser (opportunist-arter med kort generasjonstid og sterkt spredningspotensiale) vil dominere bunnsamfunnet, med lavt artsmangfold som resultat. Dette må ansees som en reversering av den positive utviklingen i bløtbunnsfauna som er påvist i Sørfjorden de siste årene, men kun i lokalt omfang.

5.5.4 Endring av bunntopografien og innvirkning på strømforhold.

Med utgangspunkt i et totalt volum av sprengstein på 5.6 mill m³ over en periode på 25 år vil dette prege bunntopografien i dumpeområdet. I henhold til konsesjon kan det fylles opp til sjønivå i området mellom Mulaneset i sør og tverrslaget for veitunell i nord. I toppen er fyllingen tenkt å ha en bredde på 85 m. Massene vil således ligge i skråningen ned mot dypbassenget og det forutsettes at fyllingsfoten er stabil og at det ikke skjer undersjøiske ras og utglidninger.

Det antas at lite sprengstein blir liggende i selve dypålen (ca. 100m dyp) utenfor tippområdet. Dette vil imidlertid i stor grad avhenge om massene blir liggende i ro i skråningen og at det ikke skjer en masseforflytning. Bunntopografien vil endre seg relativt lite hvis helningen på skråningen vil være den samme. Ved at fyllingen går helt opp til overflaten vil

strandlinjen bli endret og det vil bli dannet et "kunstig" nes. Det forventes ikke at dette vil ha noen større betydningen for strømforhold og vannutskifting i indre Sørfjord.

5.5.5 Tilførsler av nitrogen fra sprengstoff.

Ved spregningen av de store fjellhallene (140.000 m³) går det med 175 tonn anolitt (i hovedsak kunstgjødsel og olje) og 10 tonn dynamitt (opplysninger fra Grøner as). Hvis vi går ut fra en driftsperiode på 25 år, vil sprengstoff-forbruket være 25 ganger de mengdene som er gitt ovenfor. Felles for de fleste sprengstoff-typer er at de inneholder nitrat eller nitratderivater som under spregningen omdannes til nitrøse gasser. Noe av sprengstoffet blir imidlertid liggende igjen og gir opphav til forhøyede nitratverdier når sprengstein tippes i sjøen (Johnsen og Golmen, 1992; Bækken, 1998). Det er i første rekke vannløslig ammonium og nitrat som vaskes ut. Dette er nitrogen-forbindelser som er lett tilgjengelig for planktonorganismer i sjøen. I følge opplysninger fra Dyno Industrier inneholder anolitt 95% ammoniumnitrat og dynamitt 63 % ammoniumnitrat. Omregnet til nitrogen representerer det årlige forbruket av sprengstoff i fjellhallene ca. 62 tonn nitrogen. Til sammenligning var utslippene av nitrogen til Sørfjorden fra Odda Smelteverk i 1998 på 828 tonn (i avfallskalk).

Mesteparten av nitrogenet i sprengstoff vil gå over i gassform. Det bør imidlertid påpekes at det nitrogenet som følger med sprengstein trolig vil bli vasket ut umiddelbart under tippingen og det meste vil bli tilført overflatevannet. Nitrat er lett tilgjengelig for organismer og bidraget fra spregningen vil umiddelbart gi grunnlag for økt planktonproduksjon. Det kan imidlertid neppe betraktes som noe stort miljøproblem.

NIVA gjennomførte en undersøkelse om avrenning av nitrogen fra tunnelmasser i 1998 (Bækken, 1998). I den sammenhengen ble det gjennomført utlekkingsstester på tunnelmasse. Gjennomsnittlig avrenning av total nitrogen var 24.2 gN/tonn sprengstein og tilsvarte 14.7% av nitrogenet i benyttet sprengstoff. Det ble konkludert med at avrenningen av nitrogen i mange tilfeller kan være vesentlig for vannkvaliteten i resipienten og at tiltak for å begrense avrenningen kan være aktuelle i noen tilfelle. Hvis vi bruker samme beregningsmåte for utslipp av nitrogen til Sørfjorden via sprengstein vil utslippet være nærmere 10 tonn pr. år.

Egnetetskriteriene for oppdrett setter en grense på 380 µgN/l totalnitrogen mellom vann som er "egnet" og "mindre egnet" for denne virksomheten. Konsekvensene ved overskridelse er først og fremst øket begroing av anleggene. Konsentrasjoner av tilført nitrogen i vannet rundt dumpeområdet vil styres av tilførselsrater og vannutskiftingsforhold og er vanskelig å anslå. Tilførsler på rundt 800 tonn N pr år fra Odda smelteverk synes å gi total nitrogenkonsentrasjoner på 1000-3000 µgN/l (Skei et al 1998) i vannet i havnebassenget. En tilførsel på henholdsvis 10 tonn nitrogen via sprengstoff vil gi konsentrasjoner i størrelsesorden 40 µgN/l. Konsentrasjonsøkningene er sannsynligvis lavere fordi dumpeområdet må forventes å ha en bedre vannutskifting enn havneområdet. Dette skulle tilsi at nitrogenbidraget fra spregningsmassene ikke vil gjøre vannmassene i seg selv uegnet for oppdrett.

Nitrogentilførselen vil i noen grad også kunne føre til øket vekst av kortlivede opportunistiske algearter som tarmgrønne og enkelte andre trådformede grønnalger i sommerhalvåret. Dette vil kunne gi et lett synlig grønnskebelte i strandkanten, men sannsynligvis bare meget lokalt.

5.5.6 Brukskonflikter (fiskerier/skipstrafikk).

Steindumping vil forandre topografien og bunnssubstratet i et nokså stort område. I influensområdet må det antas at eventuelle gyteplasser for fisk vil bli ødelagt. I henhold til lokale fiskere er skråningen fra Lindeneset og nedover mot bassenget utenfor Tyssedal

viktige gyte- og fiskeplasser. Brukskonflikten vil imidlertid i stor grad begrense seg til hobbyfiskere ettersom det er få yrkesfiskere som driver med bunnredskap (f.esk. trål) i dette området.

Selve skipstrafikken inn og ut av Sørfjorden vil ikke bli berørt av steindumpingen ettersom deponeringen foregår på dypt vann (> 100m) og utenfor selve skipsleden. Området er heller ikke brukt i forbindelse med oppankring av båter.

5.6 Konsekvenser av økt skipstrafikk.

Et meglerfirma i Odda har all skipsmegling og direkte kontakter med skipstrafikken. Alle båter som kommer til Odda har los ombord. Losen anviser oppankringssteder i påvente av lossing eller lastning. I henhold til opplysninger fra Odda kommune vil antall oppankringer i Odda i dag variere mellom 50-100 ganger pr.år med inntil ett døgn liggetid. Under forutsetning av at Norzink øker sin kaikapasitet ser ikke havnemyndighetene at den planlagte økningen i antallet skipsanløp vil skape noen praktiske problemer.

Selv med en økning i kaikapasiteten vil en dobling i produksjonen ved Norzink trolig medføre at antallet oppankringer pr.år vil øke. I dag skjer denne oppankringen i selve havnebassenget. Sedimentene her er forurenset av industriutslipp både fra Odda smelteverk og Norzink og har også et høyt innhold av organisk av materiale som følge av utslipp av kommunal kloakk over mange år. Oppankringen vil nødvendigvis måtte føre til en vesentlig oppvirvling av dette slammet og ettersom massene delvis er reduserende vil de bidra til et oksygenforbruk i bunnvannet. Som kjent er innholdet av oksygen i bunnvannet i havnebassenget sært lavt. Det er ikke gjort noen vurdering av i hvor stor grad oppvirvling av forurensete sedimenter, som følge av oppankring av skip, bidrar til oksygenforbruk og eventuell mobilisering av miljøgifter (se kap. 7 mht. behov for undersøkelser).

Utslipp fra skipstrafikken i Sørfjorden betyr lite for luftkvaliteten i Odda både før og etter utbygging av bedriften.

5.6.1 Håndtering av skipsavfall (jfr. MARPOL)

I henhold til Odda kommune har industribedriftene tilbud om utsetting av container for mottak av vanlig skipsavfall (forbruksavfall). Kommunen mottar også mindre mengder spesialavfall fra skip eller at megler sørger for at spesialfirmaer bli innleid for å frakte spesialavfall til godkjente mottaksplasser (f.eks. i Bergen).

5.6.2 Ballastvann.

Bekymringen med hensyn til ballastvann gjelder faren for introduksjon av nye og evt skadelige marine arter gjennom lensing av ballastvanntanker i norske fjorder og kystfarvann. Problemet er tatt opp av den internasjonale skipsfartsorganisasjonen IMO, og arbeidet er i gang for å komme fram til internasjonalt aksepterte regler for håndtering av ballastvann. Man må likevel regne med at det tar flere år før slike regler er innført. Det er ingen ordning i Odda havn for mottak av ballastvann.

5.6.3 TBT i skipsmaling.

Antibegroingsmiddelet TBT (tri-butyl-tinn) brukes fortsatt i skipsmaling på skrog på større båter. Undersøkelser i norske havner har vist en betydelig TBT-forurensning som blant annet har gitt seg utslag i hormonforstyrrelser hos en type snegl. TBT-lekkasje fra skip ligger i størrelsesorden 1-4µg/cm²/døgn.

Hvis vi forutsetter at størrelsen på de skip som anløper etter trafikkøkningen er på samme størrelse som tidligere så vil arealet av bunnflate øke med ca 40%, og lekkasjen av TBT tilsvarende. Det er ikke foretatt analyser av TBT i selve havnebassenget i Odda, men langs hele kysten er det påvist effekter av TBT-forurensning på purpurnegl.

Det foreligger i dag forbud mot bruk av TBT-holdig maling på båter under 25 m lengde. Gjennom arbeid i IMO er det videre vedtatt en intensjonsavtale om å fase ut bruken av TBT i skipsmaling også for større båter. I følge denne skal all påføring av TBT-holdig maling på skip opphøre innen år 2003. Innen år 2008 skal ikke TBT-holdig maling finnes på skipsskrog. Det er derfor å forvente at TBT-problemet gradvis vil forsvinne, men i en overgangsperiode til man eventuelt har kommet fram til effektiv ikke-giftig antibegroings-hindring, vil det være åpent for bruk av kobberholdige produkter på skip.

5.7 Uhellsutslipp til sjø.

Når det gjelder fare for akutte utslipp går prognosen ut på at akutte utslipp ikke skal forkomme. Dette er neppe helt realistisk og lite forutsigbart og vanskelig å prognosere. I alle år har uhellsutslipp vært et problem for bedriften. Omfanget av uhellene har variert og det samme har årsakene til uhellene. Brekkasjer på ledninger, uhell i forbindelse med transportsystemet til fjellhallene, uhell ved elektrolyseavdelingen, defekte tanker etc. er noen av de årsakene som er blitt rapportert. Mye av problemet er knyttet til det faktum at bedriften er av gammel dato. Det forventes derfor at produksjonsutvidelsen vil føre til en del utskifting av gammelt utstyr. Dette vil igjen redusere faren for nye uhellsutslipp.

SCANDPOWER A/S har utarbeidet en risikoanalyse hvor scenarier knyttet til forlis av skip, uhell ved lasting eller lossing ved kai og avrenning fra fabrikkområdet er kvantifisert. Nedenfor følger en vurdering av miljøkonsekvensene for fjorden med basis i disse scenariene.

5.7.1 Forlis av skip.

I SCANDPOWERS risikoanalyse er det tatt utgangspunkt i tilførsler til fjorden hvis et skip som frakter råstoff eller produkter til Norzink skulle forlise i Sørfjorden. Det gjøres oppmerksom på at effekten på fjorden vil i stor grad avhenge av om forliset skjer i Hardangerfjorden, i ytre deler av Sørfjorden eller i havnebassenget i Odda. Skjer forliset i Hardangerfjorden vil områder som i dag er relativt uforurenset bli påvirket og risiko for brukerkonflikter blir større. Som eksempel kan nevnes konflikter med oppdrettsnæringen. Derimot er Hardangerfjorden et stort fjordsystem med store vanddyp og stort fortynningspotensiale. Skjer forliset i ytre deler av Sørfjorden vil områder som i dag er moderat påvirket av forurensning berøres. I tillegg er Sørfjorden en smal fjord og forurensningen av overflatevann vil bli betydelig konsentrert.

Et forlis i havnebassenget vil gi de største lokale effektene fordi havnebassenget er relativt innelukket og vannutskiftningen er begrenset. De forurensningseffektene som vil oppstå vil være avhengig av forurensningstype og mengde. Det er gjort en vurdering av de ulike forurensnings-scenariene, hvor de viktigste er vektlagt.

20 tonn bunkersolje.

Et spontant utslipp av 20 tonn bunkersolje vil i første rekke være en ren overflateforurensning. Hvis dette utslippet skjer i havnebassenget forventes bedriftens oljevernberedskap å kunne ta hånd om utslippet (bruk av lenser og oppsamlingssutstyr). Hvis uhellet skjer i ytre deler av Sørfjorden eller Hardangerfjorden vil det sannsynligvis ta noe lengre tid før oljevernutstyr er på plass, men det forventes at problemet i stor grad lar seg

løses som følge av den eksisterende oljevernberedskapen. Selv om det er enklere å bekjempe et oljeutslipp i en fjord der bølger og vind er moderat i forhold til åpne farvann, har dagens tekniske bekjempingsutstyr begrenset anvendelse i bølgehøyder opp mot 1 m og høyere. Slike forhold kan iallfall opptre i Hardangerfjorden. Det er derfor sannsynlig at et forlis under dårlig vær her kan føre til lokal oljeforurensning av strender, tilgrising av sjøfugl og lokal skade på planter og dyr i strandsonen. Mye av oljen vil likevel fordampe relativt raskt etter utslippet. Restitusjonstid for strandsonen forventes å være noe raskere enn ved råoljeforurensning siden bunkersolje er lettere, og kan anslås til 1-5 år avhengig av utslippets omfang, og strandens sårbarhet. I beskyttede bukter med mudderbunn, som det er lite av i Hardangerfjorden, må en regne en restitusjonstid på i verste fall 10 år.

500 tonn natronlut (50%).

50% natronlut har en egenvekt på 1.53 og er således betydelig tyngre enn sjøvann som har en egenvekt på 1.023 ved 10°C og en saltholdighet på 30 psu. På grunn av forskjellen i egenvekt mellom disse to væskene er det et betydelig nedsynkningspotensiale selv etter 1000x fortykning.

Ved utslipp av lut eller syre til sjøvann vil pH-endringene være avhengige av sjøvannets bufferevne eller alkalinitet. pH-endringer som skjer kan beregnes ved å ta i bruk en forenklet modell hvor man ser bort fra alle andre bidrag til sjøvannets bufferevne enn bor- og karbonsyrene.

Alkalinitet (A_t) antas øke proporsjonalt med økende saltholdighet:

$$A_t = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B}(\text{OH}_4)] + ([\text{OH}^-] - [\text{H}^+]) = 0.0697 \cdot \text{PSU}$$

Karbonatalkaliniteten er gitt ved

$$A_c = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}]$$

mens totalt innhold av CO_2 (C_T) er gitt ved:

$$C_T = [\text{H}_2\text{CO}_3] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$$

der $[\text{H}_2\text{CO}_3]$ omfatter løst CO_2 . Beregningene er basert på at etter et utslipp av syre ($\Delta[\text{H}^+]$) eller base ($\Delta[\text{OH}^-]$) endres alkaliniteten:

$$A_{t2} = A_{t1} + \Delta[\text{OH}^-] - \Delta[\text{H}^+]$$

men ikke C_T :

$$C_{T1} = C_{T2}$$

Ved utslipp av lut vil Ca- og Mg-hydroksyder felles ut ved pH=10. Dette vil gi umiddelbar blakking av lutpåvirkede vannmasser. Reaksjonen vil også effektivt bufre mot høye pH-verdier, men reaksjonen er reversibel og det antas at utsynking av hydroksidene ikke forårsaker inhomogenitet i vannmassene. Etter tilstrekkelig stor fortykning antas pH upåvirket av felling og oppløsning av Ca-Mg-hydroksyder. Videre antas at det ikke skjer noen utveksling av CO_2 mellom vann og atmosfære.

Det bør påpekes at konsentrert natronlut har en høy egenvekt. Det betyr at væsken vil synke inntil fortykningen utligner egenvektsforskjellen mellom lut og sjøvann. Potensiell skade vil i første rekke ramme organismer i de øvre vannlag (plante- og dyreplankton,

grunntvannssamfunn) hvis forliset skjer som følge av kollisjon mellom to fartøyer eller kollisjon mellom fartøy og land. Det synes være liten fare for effekter ved en pH-forskyvning på 0.5 – 1 enheter (Knutzen, 1981), og med en normalverdi på ca 8.2-8.5 bør man derfor kunne forvente effekter fra omtrent pH 9.5 eller høyere.

pH-endringen vil være et resultat av fortynningspotensialet. Utslipp av natronlut i sjøvann vil derfor kunne gi skader i det området som påvirkes av luten før en pH på 9.5 eller lavere er oppnådd gjennom fortynning. Ved et skipsforlis vil fortynningen av luten også avhenge av om tankene som inneholder luten blir ødelagt slik at all luten kommer ut i sjøen spontant eller om tilførselen skjer ved en gradvis lekkasje fra en tank som korroderer på bunnen. Det er derfor vanskelig å skalere miljøeffektene. Ved en gradvis utlekking kan man skjønnsmessig vurdere skadevirkningene til å være små. Hvis all luten strømmer ut i sjøen på en gang er virkninger på organismer i store vannmasser meget sannsynlig. Modellberegningene nevnt ovenfor viser at et akutt utslipp på 500 tonn lut vil kreve anslagsvis 3.5×10^9 m³ for å gi den nødvendige fortynningen. Dette tilsvarer f.eks. vannet ned til 100 m dyp i et område på ca 35 km². Hvis tilførselen skjer ved et forlis i Hardangerfjorden forventes pH-effektene likevel å være lokale. Hvis forliset skjer i Sør fjorden eller i havnebassenget vil konsekvensene bli betydelige.

1000 tonn konsentrert svovelsyre.

Et akuttutslipp av svovelsyre vil, i likhet med utslipp av lut i første rekke være et pH-problem inntil fortynningen normaliserer forholdene. Norzink har hatt store utslipp av svovelsyre gjennom årene og det har vært målt redusert pH i utslippsområdet. Etter samme resonnement som for natronlut bør man kunne forvente effekter ved pH ca 7 eller lavere. Fortynningen vil igjen avhenge av om syra tilføres fjorden spontant eller ved en langsiktig lekkasje. I det siste tilfelle vil sannsynligheten for miljøeffekter være svært små. Ved et støtutslipp på 1000 tonn svovelsyre vil teoretisk sett en vannmasse på ca 10^8 m³ få pH på 7 eller lavere. Dette tilsvarer vannet ned til 100 m dyp i et område på 1 km². Som for lut kan man forvente lokale effekter hvis forliset skjer i Hardangerfjorden, men betydelige effekter ved et forlis i Sør fjorden.

100 tonn fyringsolje.

I likhet med bunkersolje vil dette i stor grad være snakk om en overflateforurensning. Fyringsoljen eller diesel er lettere enn bunkersolje og vil i enda mindre grad blandes ned i vannmassene. Fraksjonen av oljekomponenter som fordampes vil være stor (anslagsvis 30-50 % første døgn), og restoljen som må samles opp eller evt kan drive i land vil derfor være mindre enn for bunkersolje. Ved et akuttutslipp vil miljøkonsekvensene avhenge av hvor raskt oljevernustyr kan være på plass for å hindre at oljen sprer seg og kan samles opp. Den lette oljen brytes forholdsvis fort ned og restitusjonstiden for strandområder som rammes av oljen vil normal kunne anslås til 1-3 år.

5000 tonn sinkmalm.

En tilførsel av sinkmalm til sjøen vil foruten bidrag av sink også bidra med kopper, bly, kadmium og kvikksølv, foruten en rekke spormetaller som er assosiert med sinkblende (arsen, bismut, sølv, antimon, indium). Sulfidiske malmer er til en viss grad løslige i sjøvann. Undersøkelser utenfor en sinkgrube på Grønland har vist kraftig utløsning av metaller fra bergvelter i sjøen (Loring og Asmund, 1989). Vi kan derfor gå ut i fra verste tilfelle hvor all sinkmalmen går i løsning. Dette vil imidlertid ta tid og det vil være en kraftig overestimert å vurdere tilførselen som en spontan tilførsel av løste metaller. Sinkmalmen vil først sedimentere og deretter begynner korrosjonen av malmen.

Miljøeffekten av dette uhellet vil i stor grad avhenge av vanddypet hvor forliset skjer. Hvis forliset skjer i hovedleden i Hardangerfjorden hvor vanddypet kan være 700-800 m vil det i

første rekke være bunnvannet som blir påvirket. På grunn av bunnvannets lange oppholdstid (flere år) vil det gå mange år før de mere produktive delene av fjorden påvirkes. Det samme vil være tilfelle om forliset skjer i ytre deler av Sørfjorden hvor vanddypet er over 300 m. Hvis derimot forliset skjer i havnebassenget (dyp = 50 m) vil påvirkningen lokalt bli større innen kort tid.

5000 tonn sinkmalm tilsvarer ca. 250 tonn sink, 50 tonn bly og 12.5 tonn kadmium. Sammenlignet med dagens utslipp til fjorden (samlet fra alle tre bedriftene i Odda) er dette meget store utslipp. I 1998 ble det sluppet ut ca. 40 tonn sink, 4.5 tonn bly og 0.9 tonn kadmium til Sørfjorden (løst og partikulært). Selv om utløsningen av tungmetaller fra malmen på bunnen går sakte vil det likevel bety så store miljøkonsekvenser at det vil være behov for å gjøre tiltak for å fjerne malmen dersom forliset skjedde på grunt vann (< 50m). På større dyp ville det by på store tekniske og økonomiske problemer å sette inn tiltak med å fjerne malmen. I dette tilfelle ville alternativet være tildekking med rene masser (capping).

1600 tonn sinkbarrer (metallisk sink).

Metallisk sink korroderer i sjøvann med en rate på 0.07-0.30 kg/m²/år i henhold til opplysninger fra SCANDPOWER as. For gjennomsnittlig barrestørrelse gir dette 2.3 tonn utløst sink pr.år. Ettersom dette dreier seg om ren sink, og ikke de tungmetallene som er mest betenkelige i det marine miljø, representerer dette neppe et stort miljøproblem. Hvis forliset skjer på grunt vann vil sannsynligheten være stor for at sinkbarrerene lar seg reddes, ettersom de representerer en stor verdi. På dypt vann derimot må man anta at de er tapt og at de vil gradvis korroderes i sedimentene og gi opphav til noe forhøyede sinkverdier i bunnvannet. På bakgrunn av de korrosjonsratene som er angitt vil det ta nesten 700 år før en hel last er korrodert. Med en sedimentasjonsrate på 2 mm pr. år vil barrerne da befinne seg på 140 cm dyp i sedimentet og vil forlengst være ute av bildet i miljø sammenheng.

5.7.2 Uhell ved lasting eller lossing ved kai.

Tidligere var det problemer med spill av råvarer ved lossing av malmfartøyer ved Norzinks kaianlegg. Dette dreier seg om sinkkonsentrat med høye konsentrasjoner av tungmetaller (sink, bly, kopper, kadmium og kvikksølv) og selv små spill kan gi store bidrag til sjøen. Forsøk som er gjort med sinkblende i sjøvann viser at sjøvann er en korroderende væske og at det skjer en betydelig oppløsning av sink (og andre spormetaller) når sinkblendens blandes med sjøvann.

I de senere år er rutinene ved lossing av malm endret og sjansene for spill er betraktelig redusert. Det bør også gjøres oppmerksom på at rengjøring av lasterom til sine tider kunne foregå mens båtene lå ved kai. Dette kunne observeres visuelt på grunn av misfarging av sjøen. Det var også mistanke om at rengjøring foregikk på vei ut Sørfjorden og Hardangerfjorden, uten at dette kunne bevises.

Ved en økning i skipstrafikken og håndtering av råvarer bør det påpekes at rutinene ved lossing bør skjerpes ytterligere og at det overfor befraktere bør påpekes at rengjøring av lasterom ikke kan foregå ved kai eller i rom sjø.

I tillegg til lossing av sinkmalm foregår det også en lossing av natronlut, svovelsyre og fyringsolje. Nedenfor er det gjort en vurdering av utslipp av disse stoffene til sjøen, som en del av SCANDPOWERS risikoanalyse.

Brudd på natronlutledning.

Det er tatt utgangspunkt i et utslipp på 2.5 tonn natronlut/min og en varighet på 15 minutter, tilsvarende et støtutslipp på 37.5 tonn natronlut. Dette vil skje på Norzinks kaianlegg på

Eitrheimsneset og vil påvirke overflatevannet i fra havnebassenget og utover. 50% natronlut har en egenvekt på 1.53 og er således tyngre enn sjøvann. Luten vil derfor synke når den når sjøen og følge bunnen til at den er såpass fortynnet at det ikke lenger er noen forskjell i egenvekt mellom strømmen av lut og omkringliggende sjøvann.

På grunnlag av likningene i kapittel 5.7.1. ble pH beregnet etter innblanding av syre/base i sjøvann ved gitt temperatur og saltholdighet. Modellen tar hensyn til at likevektkonstanter for karbon- og bor-syre varierer med temperatur og saltholdighet, men det ble ikke tatt hensyn til ev. varmeutvikling under fortynning.

Ved utslipp av 37.5 tonn 50% NaOH til sjøvann med saltholdighet på 30 psu og en temperatur på 10°C vil det forventes skadevirkninger på organismer som lever på bunnen i det området hvor luten brer seg, men så fort fortynningen er tilstrekkelig til at pH ikke avviker mere enn 1 pH-enhet fra normalen, dvs pH under anslagsvis 9.5 vil effektene forsvinne. Et støtutslipp på 37.5 tonn lut vil teoretisk gi rundt $2.5 \times 10^8 \text{ m}^3$ vann med denne pH-verdien. Det kan nevnes at volumet av overflatevannet (0-5 m) i hele Sørfjorden er beregnet til $3.15 \times 10^8 \text{ m}^3$, dvs i samme størrelsesorden.

Bunnområdet som kan påvirkes av betydelig høyere pH vil først og fremst være havneområdet i Odda der bunnfaunaen allerede er svært fattig. Slik sett vil konsekvensene være små. Uhell av denne typen vil imidlertid også bremse en evt fremtidig positiv utvikling av biodiversiteten i bunnsamfunnet i havneområdet. I det betydelig større området hvor pH overskrider 10 må man i tillegg til den rene pH-effekten forvente kjemiske endringer i sjøvann som følge av utfellinger og Ca-og Mg-hydroksider som gir en blakking av vannet og som også kan ha negative konsekvenser for organismer som lever i sjøen.

Selv om beregningene er grove viser de at omfanget av et slikt uhellsutslipp kan bli stort, og at uhellet kan få alvorlige konsekvenser for vannmassene i store deler av Sørfjorden. Tiltak for å forebygge slike uhell derfor er svært viktige.

Brudd på svovelsyreledning.

Et utslipp av 8.5 tonn svovelsyre pr. min, med en varighet på 15 minutter gir et utslipp på 127.5 tonn svovelsyre. Effekten av dette vil igjen avhenge av fortynningsforhold og sjøvannets saltholdighet (bufferkapasitet). Konsentrert svovelsyre har en egenvekt på 1.84.

Etter et støtutslipp på ca. 200 tonn svovelsyre i løpet av 10 timer til Glomma i 1990 fra Kronos Titan ble det gjort undersøkelser i strandområdet ved Glommas munning (Moy og Walday, 1990). Det ble ikke observert noen biologiske effekter på nærmiljøet som følge av syreutslippet. Som nevnt ovenfor har en reduksjon på av pH mellom 0.5-1 ikke vist å ha noen skadevirkning på marine organismer (Knutzen, 1981). Det bør imidlertid påpekes at et brudd på en ledning vil føre til at all svovelsyren havner i overflatevannet hvor saltholdigheten i havnebassenget ofte er lav (< 10 psu) og hvor vannets bufferevne er nedsatt. Det må derfor forventes at pH blir betydelig nedsatt innenfor primærfortynningsområdet og at det her vil være lokale biologiske effekter.

På grunn av den høye egenvekten vil syra bre seg langs bunnen og gradvis fortynnes med sjøvann. Åpenbare biologiske effekter vil skje i de områdene hvor uforynnet og nesten uforynnet syre berører organismer som lever på hardbunn og bløtbunn. Det er også en meget stor vannmasse hvor pH vil bli redusert med en pH-enhet eller mere. I henhold til modellberegninger vil et slikt støtutslipp gi nedsatt pH med en enhet innenfor et vannvolum på 10^7 m^3 , tilsvarende eksempelvis et 10 m tykt vannlag over et område på 1 km^2 . Til sammenligning kan nevnes at overflatearealet av havnebassenget er ca 2 km^2 .

Det er derfor sannsynlig at en stor del av bunnvannet i havneområdet vil bli negativt påvirket av et slikt syreutslipp, men at virkningene utenfor havneområdet vil være begrenset.

Tankbrudd på fabrikkområdet.

Et scenarie som SCANDPOWER har vurdert er tankbrudd i fabrikkområdet og tilførsler til sjø. Dette omfatter følgende utslippskomponenter:

1. 50.000 liter sinkulfatløsning som inneholder 150g sink pr.l (dvs. 7.5 tonn sink).
2. 40 kg kvikksølvslam som inneholder 18.4% kvikksølv (dvs. 7.4 kg kvikksølv).
3. 12.5 tonn samresidue (jarositt, lutningsrester og gips). Dette tilsvarer 1.1 tonn bly, 0.5 tonn sink og 5 kg kadmium.

Det samlede utslippet av sink i forbindelse med et slikt uhell er 8 tonn. Til sammenligning er det diffuse utslippet av sink som følge av avrenning fra fabrikkområdet 21 tonn i 1998, dvs. en økning på ca. 4% på årsbasis. Det ekstraordinære utslippet av bly på 1.1 tonn er stort i forhold til Norzinks ordinære utslipp som følge av normal drift (4.3 tonn pr. år). Utslippet av kvikksølv som følge av et slikt uhell er like stort som det samlede årsutslippet fra de tre bedriftene i Odda.

Miljøkonsekvensene ved et slikt uhellsutslipp vil være store i nærområdet til Eitrheimsneset. Store deler av utslippet vil representere løste metaller (f.eks. sinkulfat) som er lett biotilgjengelig og vil kunne forårsake toksiske nivåer i vannet. Det er tidligere gjort vurderinger av forhøyede nivåer av metaller i sjøvann (Eitrheimsvågen) og tester på toksistet på forskjellige marine organismer (sjøpinnsvin, blåskjell, befruktede torskeegg, rurlarver og tanglopper) (Kirkerud og Knutzen, 1986). Vann fra Eitrheimvågen var akutt toksisk overfor to av de fem artene som ble testet. Toksiske virkninger begynner å opptre når konsentrasjonen av sink overskrider 100 µg/l. I 1991 var overflatekonsentrasjonen av sink i gjennomsnitt nesten 200 µg/l i Eitrhemsvågen.

Det vil være overflatevannet (over sprangsjiktet) i strandområdet rundt Eitrheimsneset som i første rekke vil bli påvirket. Hvor stort influensområdet vil bli vil avhenge av fortykning, som igjen er avhengig av sjiktningsforhold (avhengig av ferskvannstilførselen i Opo) og vind. En del av slammet (kvikksølvslam og samresidue) forventes å forbli på land og kan tas hånd om før det blir vasket på sjøen, slik at vi neppe kan regne med at de beregnede metallmengdene representerer det som tilføres sjøen. Den gjennomsnittlige sinkkonsentrasjonen som ble målt i overflatevannet på østsiden av Eitrheimsneset i 1998 var 30 µg/l (tilsvarende tilstandsklasse V; meget sterkt forurenset). Med utgangspunkt i et årsutslipp fra diffuse kilder på 21 tonn sink vil dette tilsvare et døgnutslipp på 57 kg sink. Det er imidlertid liten grunn til å tro at det er en jevn tilførsel over året, etter som dette vil være styrt av nedbør. Hvis vi antar at hovedmengdene tilføres i løpet av 100 dager i året vil døgnutslippet bli ca. 200 kg pr.døgn.

En spontan tilførsel på 8 tonn sink vil medføre at sinkutslippet øker 40 ganger i forhold til "normal" tilførsel. Hvis vi antar at nivåene av sink i overflatevannet på østsiden av Eitrheimsneset styres av de diffuse tilførselene kan det bety at nivåene øker fra 30 µg/l til 1200 µg/l i forbindelse med et uhellsutslipp av denne typen. Selv om dette forventes å være av kort varighet vil det kunne oppstå toksiske effekter på marine organismer i nærområdet, som allerede lever under belastning fra lav saltholdighet. Det må derfor etableres gode sikkerhetsrutiner for å unngå at et slikt uhellsutslipp skjer.

I 1997 skjedde det et uhell ved Norzink hvor 2 tonn sink rant ut i Eitrheimsvågen i løpet av noen minutter. Prøvetaking av vann ble gjort to dager senere. Det ble da målt 488 µg/l sink i Eitrheimsvågen og 104 µg/l i selve havnebassenget (Skei, 1998). Lenger ute i fjorden ble det

ikke målt forhøyede nivåer ettersom det forurensede vannet som skyldtes uhellsutslippet fortsatt befant seg helt innerst i fjorden. Ved et utslipp som er 4 ganger så stort (8 tonn sink) er det lett å tenke seg svært høye konsentrasjoner i nærområdet og akutt toksiske forhold.

Det ble også målt ekstraordinære utslipp i 1996 som følge av lekkasjer fra et sikkerhetsbasseng for elektrolyttysyre på Norzinks fabrikkområde. I tillegg skjedde det en ekstraordinær utvasking av tungmetaller fra forurenset grunn som følge av blokkering av en drenevannsledning. Til sammen ga dette opphav til ekstremt høye nivåer av sink i sjøvann utenfor Eitrheimsneset. Norzink målte maksimalt 120.000 µg/l sink like i utslippsområdet og NIVA registrerte en kraftig forhøyning i overflatekonsentrasjoner i hele fjorden i tiden etterpå. Dette viser at uhellsutslipp har vært en del av utslippshistorien ved Norzink og at mye må settes inn for å hindre at slike uhell skjer i fremtiden. Det bør derfor etableres et sikringssystem som gjør at hvis en tank med metallholdig løsning springer lekk må det være et drencsystem som tar hånd om utslippet før det nær sjøen.

5.8 Andre effekter under anleggsperioden.

5.8.1 Blottlegging av "gamle synder" på Eitrheimsneset.

I forbindelse med gravevirksomhet og anleggsarbeid på Eitrheimsneset i tilknytning til nye utbygginger og renovering/riving av gamle bygg skal man ikke se bort fra at det vil bli avdekket lokale "hot spots" dvs. felter med deponimasser eller annen sterkt forurenset grunn. Ved blottlegging av forurenset grunn vil muligheten være tilstede for at utvasking til fjorden vil øke. Parallelt med utbyggingen vil det foregå et miljøprosjekt som skal ha som siktemål å ta hånd om overflatevannsforurensningen på Eitrheimsneset ved bygging av avskjærende ledninger og transport av overflatevann til en underjordisk bufferhall (50.000 m³). Denne bufferhallen vil samle opp overflatevann og diverse kategorier industrivann. Bufferhallen vil føre til en jevnere belastning på vannbehandlingsanlegget. Bufferhallen vil ta hånd om eventuell "ny forurensning" som følge av blottlegging av gamle synder.

5.8.2 Miljøkonsekvenser i forbindelse med utvidelse av kaikapasiteten.

Produksjonsutvidelsen vil gi en økning i skipstrafikken og for å unngå lang oppankringstid i havnebassenget ved lossing og lasting er det planer om å øke kaikapasiteten på Eitrheimsneset. I forbindelse med fundamenteringsarbeid må det utøves forsiktighet for å unngå at de sterkt forurensede sedimentene i nærområdet virvles opp og transporteres videre utover fjorden. Hvis det er behov for å fjerne løsmasser i forbindelse med fundamentering bør det vurderes om disse massene bør sugemudres og deponeres i spesialdeponi.

6. Konsekvenser for luftkvaliteten.

6.1 Utslipp før og etter utbygging og modernisering av fabrikk

Tabell 8 viser årsutslipp før og etter utbygging.

Tabell 8. Utslipp til luft før (1997) og etter (2000) utbygging av fabrikk.
Enhet: tonn/år

	1997	2001	Red.faktor
SO ₂	32.0	32	~ 1,0
NO _x	33.5	33	~ 1,0
Part	5.8	lavere	<1
CO ₂	12.4·10 ³	~12·10 ³	1,0
Cd	0.2	0.062	0.31
Zn	23.0	6.5	0.28

Oppgavene over årsutslippene viser at samtlige utslipp av betydning for luftkvaliteten i Oddaområdet blir mindre etter utbygging av fabrikk enn i dagens situasjon. Spesielt vil vi peke på reduksjonen i utslippet av tungmetallene kadmium og sink.

Moderniseringen av fabrikkene vil føre til bedre kontroll med utslippene og reduksjon av diffuse utslipp. Det er derfor rimelig å anta at utslipp av partikler vil gå ned. Det er vanskelig for Norzink å kvantifisere reduksjonen.

En del av SO₂ -utslippene (0,2-3%) vil foreligge som sulfat. Det er imidlertid ved uhell at sulfat kan få kortvarig betydning for luftkvaliteten i Odda.

Utslippene skjer fra mange små (25) piper eller avtrekk fordelt på fabrikkområdet. Utslippsestimatene er basert på målinger i disse punktene. Utslippene av kadmium og sink skjer på sørvestsiden av Eitrheimsneset, og utslipp av fluor skjer gjennom tre piper ytterst på odden av Eitrheimsneset. Skorsteinene er 20-40 m høye, og avgasstemperaturer er noe høyere enn utetemperaturer sommerstid.

Spredningen av utslippene vil påvirkes av bygninger og topografi i nærområdet ved fabrikkene når vindhastigheten er over 2-4 m/s, og luftforurensninger på lesiden av fabrikkene vil transporteres med vinden i lav høyde over bakken.

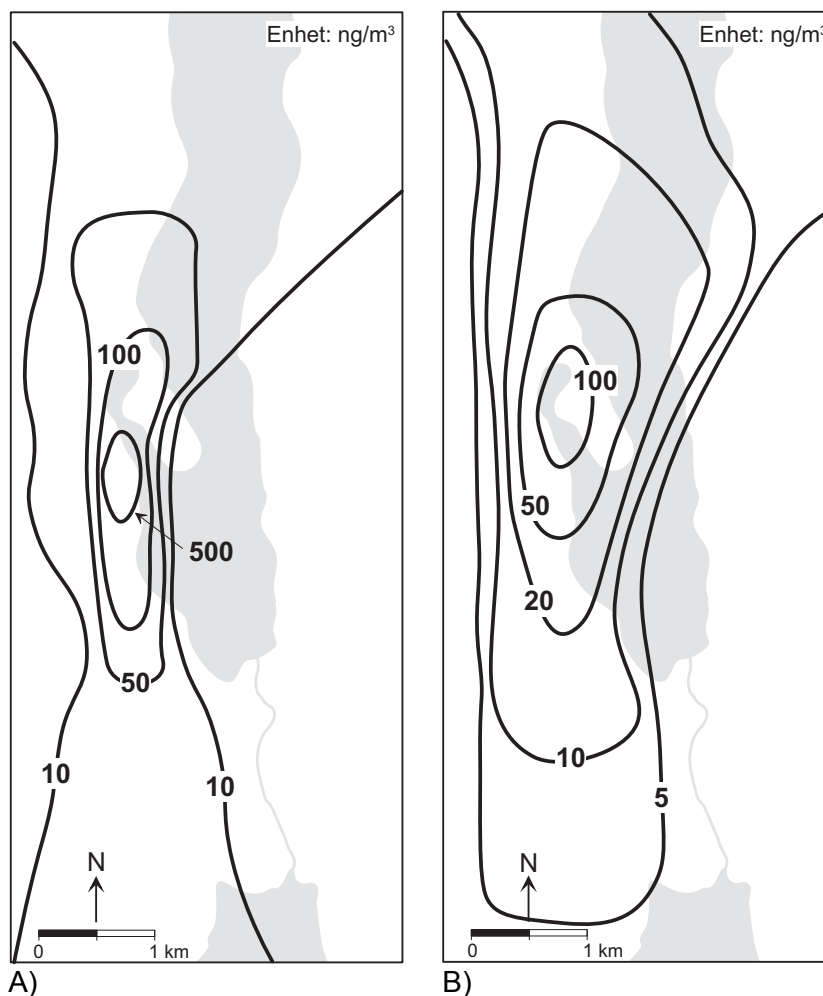
6.2 Spredning av utslipp fra Norzink.

På grunnlag av vind og temperaturmålinger som NILU har utført i Oddaområdet (Skogvold, 1974) er det utarbeidet en betinget frekvensfordeling av vind og spredningsforhold som er benyttet til å beregne utbredelsen av forurensninger til luft fra Norzink-anleggene. Figur 1 viser årsmiddelkonsentrasjoner som følge av et enhetsutslipp på 1 tonn/år fra en typisk punktkilde og en typisk arealkilde på Eitrheimneset. Beregningsmetoden er beskrevet av Gram (1996).

En arealkilde består av mange små punktkilder fordelt over et areal. Posisjon og omfang av arealkilden er valgt slik at den representerer utslippsfordelingen av kadmium og sink på fabrikkene.

Figuren viser at utbredelsene hovedsakelig skjer langs dalføret i samsvar med de dominerende vindretninger og spredningsforhold.

Gasser og små partikler spres på samme måte i atmosfæren, og forurensningskonsentrasjonene vil bli proporsjonale med utslippet. Konsentrasjonsverdiene kan derfor bestemmes ved å skalere resultatet av spredningsberegningene for enhetsutslippet.



Figur 1. A) Utbredelse som følge av utslipp fra en typisk punktkilde på Eitrheimsneset.
B) Utbredelse som følge av utslipp fra en typisk arealkilde på Eitrheimsneset.

For arealkildeutslipp blir årsmiddelkonsentrasjoner 10-50 ng/m³ i Odda (se fig. 1) når middelutslippet er 1 tonn/år. For punktkildeutslipp blir konsentrasjonene noe høyere fordi utslippene skjer mer konsentrert. Luftforurensningene i Odda er et resultat av flere utslipp (3-25 kilder). Vi har derfor lagt vekt på utbredelsen fra en arealkilde når konsentrasjonen av de enkelte komponentene vurderes. Dersom konsentrasjonsestimatet som følge av utslipp fra en punktkilde benyttes, vil det gi for høye verdier når totalutslippet av de enkelte komponentene vurderes. Vi vil videre understreke at resultatet av spredningsberegninger blir usikre i et område som Odda.

Topografiene og fordelingen av land og sjø forårsaker meget kompliserte spredningsforhold i perioder.

Visuelle observasjoner indikerer at topografien og varmeutslippet på Eitrheimsneset fører til økt vertikalspredning av samtlige utslipp når vindhastigheten er svak. Det fører til reduserte maksimalkonsentrasjoner, spesielt nær fabrikken.

Resultatet av beregningene er derfor bare veiledende, og det er lagt avgjørende vekt på målingene som er utført i kombinasjon med beregningsresultatene.

Typiske konsentrasjoner av de enkelte forurensningskomponentene finnes ved å multiplisere tallene ved isolinjene med årsutslippene som vist i tabell 8.

Resultatet er vist i tabell 9.

Tabell 9. Årsmiddelkonsentrasjoner i Odda som følge av årsutslipp fra anlegget før og etter utbygging. Laveste tall viser konsentrasjonen sør for Odda sentrum (ved Sandvinvannet). Høyeste tall viser konsentrasjon i området nær Norzink-fabrikken.

Komp	Utslipp tonn/år		Kons. (ng/m ³)		Luftkvalitetskriterier (SFT) Grenseverdier (WHO) (ng/m ³)
	1997	2000	1997	2000	
SO ₂	32.0	32	320-1600	320-1600	20 000 (SFT)
NO _x (NO ₂)*	33.5	33,5	335-1675	335-1675	50 000 (SFT)
Part.	5.8		58-290	avtar	20 000 (SFT)
Fluor	0.15		1.5-7.5	1.5-7.5	300 SFT
Cd	0.2	0.062	2-10	0.6-3.1	1-5 landbruk (WHO) 10-20 industri (WHO)
Zn	23.0	6.5	230-1150	65-325	- **

* Utslippene gjelder nitrogenoksider (NO_x). I spredningsberegningene er alle utslipp av nitrogenoksider regnet som nitrogendioksid (NO₂), og beregnede konsentrasjoner er sammenlignet med luftkvalitetskriteriene for NO₂.

** Det er ikke gitt grenseverdier for sink (ZN), og NILU har ikke funnet rapporter om skadevirkninger ved de luftkonsentrasjonene som opptrer i Odda.

Tabell 9 viser at årsutslippene fra Norzink forårsaker meget lave konsentrasjoner i luften sammenlignet med SFTs luftkvalitetskriterier når det gjelder SO₂, NO₂, partikler og fluor. Beregninger av korttidsverdier på lesiden av enkeltkilder viser lave konsentrasjonsverdier sammenlignet med tilsvarende luftkvalitetskriterier.

Når det gjelder kadmium, har det sannsynligvis forekommet overskridelser av WHO's grenseverdier nær fabrikken. Omfanget av overskridelser vil reduseres betydelig etter utbygging av fabrikken, og elimineres når det gjelder overskridelser av grenseverdier som gjelder for industriområder.

Før utbygging er ca. 50% av kadmiumutslippet knyttet til dråper som faller ned tett ved anlegget. Dette bekreftes av registreringene av kadmium i støvfall ved fabrikken (Norzink, 1999).

6.3 Målinger av luftkvaliteten i Odda.

NILU har tidligere utført målinger av forurensningskonsentrasjoner i luft. (Hagen et al., 1989; 1990). Målingene viste lave verdier for SO₂, sot og bly. Biltrafikken ble vurdert til å være en kildegruppe som påvirket sotmålingene.

Cd-innholdet på sotfiltre ble analysert for hvert døgn i februar 1988. Noen døgnmiddelverdier var høye, og en typisk årsmiddelverdi opp mot 5 ng/m³, ble anslått for Odda (målestasjon Brannstasjon) (Hagen, 1989). Det er i samsvar med beregnede verdier gitt i tabell 9.

Oddaområdet inngår i SFTs kartleggingsprogram når det gjelder atmosfæriske nedfall av tungmetaller i Norge (Steinnes et al., 1997).

6.4 Avsetning av tungmetaller i Oddaområdet.

Ved bruk av spredningsmodeller er det vanlig å benytte 0,1-1 cm/s som avsetningshastighet for tørr- og våtavsetning av sink (Zn), og kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd). Årsmidlet avsetning i g/m² fås da ved å skalere konsentrasjonsfeltet gitt i µg/m³ med 0,0315-0,315.

Maksimalavsetning av kadmium og sink i Oddaområdet er beregnet på grunnlag av estimerte årsmiddelkonsentrasjoner (tabell 9).

Beregningsresultatet er vist i tabell 10.

Tabell 10. Beregnet årsavsetning av kadmium og sink i Oddaområdet før og etter utbygging av anlegget. Laveste tall gjelder området sør for Odda sentrum (Sandvinvannet). Høyeste tall gjelder områder nær Norzink-anleggene. Laveste tall gjelder området sør for Odda.
Enhet: 10⁻³ g/m² år.

	1997	2000
Kadmium (Cd)	0,6-3,2	0,2-1,0
Sink (Zn)	72-360	19-100

Norzink er den største kilden til utslipp av kadmium og sink i området. Det er ikke kjent at Norzink forårsaker utslipp av kvikksølv til luft.

Støvfallsmålinger

Det er utført registreringer av støvnedfall og innholdet av kadmium og sink i støvet på selve fabrikkområdet.

Ved å installere dråpefangere i pipene i lutningsanlegget er nedfallet redusert betydelig også for sink og kadmium (Strømsnes, 1995).

Moseprøver (E. Steinnes, T. Berg og O. Røyset).

Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge er kartlagt på geografisk basis ved analyse av prøver av etasjemose. De kjemiske analysene utføres for 10 metaller: vanadium, brom, jern, nikkel, kopper, sink, arsen, kadmium, kvikksølv og bly.

Tre stasjoner er lokalisert i omegnen av Odda. En av disse stasjonene, Odda, er lokalisert innenfor vårt beregningsområde.

Kart-fremstilling av tungmetallkonsentrasjonene i mose viser forhøyede verdier av sink, kadmium og kvikksølv. I samsvar med data for utslipp er det kjent at Norzink er den viktigste kilder til sink og kadmiumutslipp. På grunnlag av kadmiumkonsentrasjonene i etasjemosene er avsetningen estimert. Beregningsmetoden er beskrevet av Røyset (1996).

Tabell 11. Målte konsentrasjonsverdier i mose og estimert avsetning av tungmetaller i Oddaområdet. (Røyset, 1996)

	Konsentrasjoner (Enhet $\mu\text{g/g}$)			Avsetning (Enhet: g/m^2 år)		
	Cd	Zn	Hg	Cd	Zn*	Hg
Sandvin	1,7	450	-	$0,6 \cdot 10^{-3}$	-	-
Måge	1,4	228	0,15	$0,5 \cdot 10^{-3}$	-	-
Odda	1,2	600	0,48	$0,4 \cdot 10^{-3}$	-	-

* På grunn av høy naturlig bakgrunn er det vanskelig å estimere avsetning av sink på grunnlag av målinger av sinkinnholdet i moser.

Avsetning av kadmium estimert på grunnlag av moseprøvene er i rimelig samsvar med estimert avsetning på grunnlag av data for utslipp og spredning av kadmiumutslippene fra Norzink (se tabellene 10 og 11).

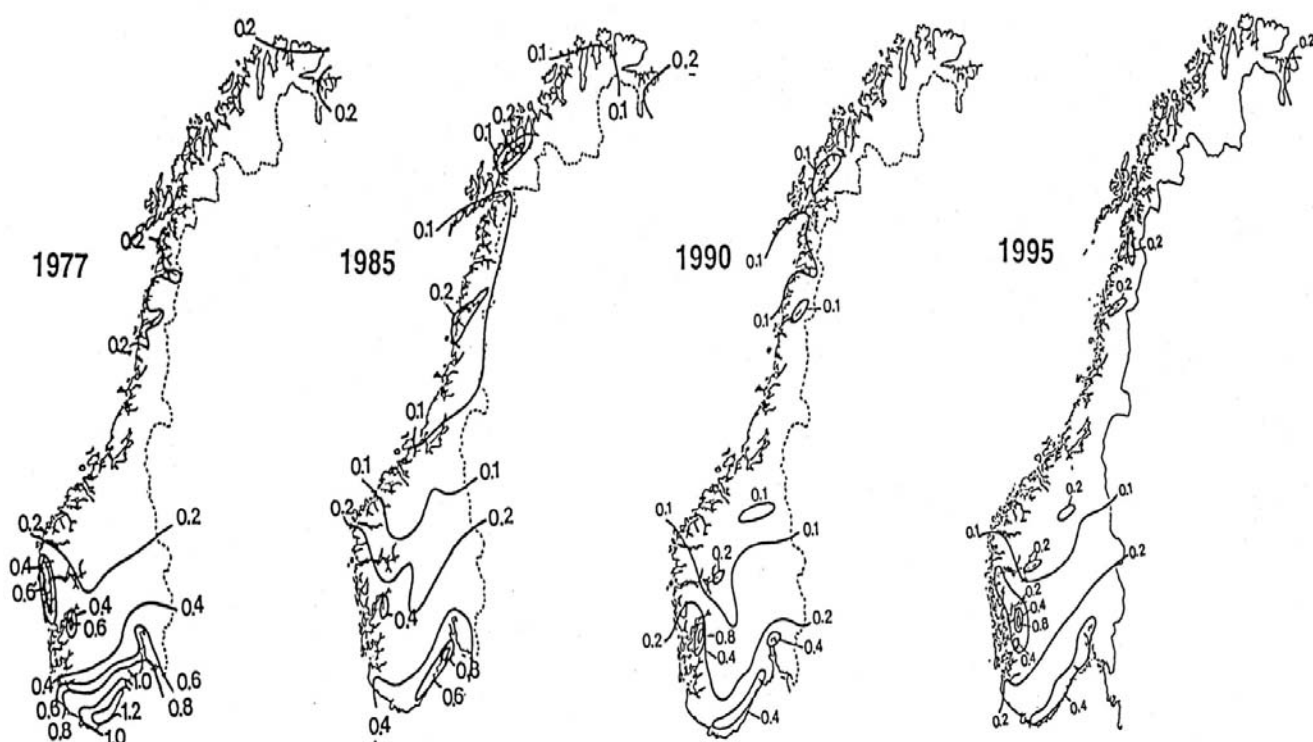
6.5 Forbedringer som følge av nye produksjonsanlegg.

Spredningsberegninger på grunnlag av data for årsutslippene fra Norzink viser lave verdier i forhold til luftkvalitetskriteriene formulert av Statens Forurensningstilsyn. Når det gjelder avsetning av kadmium i Oddaområdet, viser registreringer forhøyede verdier i Oddaområdet sammenlignet med andre steder i landet. Data for utslipp viser at Norzink er den dominerende kilden til kadmium og sinkutslipp i området. Når dette utslippet reduseres, vil overskuddet av kadmiumsavsetningen i Oddaområdet reduseres tilsvarende (ca. 30% av verdiene før utbyggingen).

Det har sannsynligvis forekommet overskridelser av WHO's grenseverdier for kadmiumkonsentrasjoner i landbruksdistrikter og i industriområder. Omfanget av overskridelsene vil reduseres betydelig, og sannsynligvis elimineres dersom avgassrensingen er effektiv også for de minste partiklene og dråpene.

Figur 2 viser fordelingen av kadmiumavsetning i Norge i perioden 1977-1995. Det er rimelig å anta at det lokale maksimum ved Odda vil forsvinne etter utbygging av fabrikken i samsvar med beregningene i kapittel 6.4.

Konsentrasjonene av kvikksølv i mose er betydelig lavere enn konsentrasjonene av kadmium og sink. Det indikerer at konsentrasjonen i luften også er betydelig lavere, og kvikksølv vil derfor få liten betydning for luftkvaliteten i Oddaområdet (se WHO's grenseverdier i tabell 13).



Figur 2. Atmosfærisk nedfall av kadmium i Norge ved fire ulike tidspunkter, illustrert ved konsentrasjon i mose (Berg and Steinnes (1997)). Enhet: $\mu\text{g/g}$.

Det er sammenheng mellom kadmiumkonsentrasjonene i mose og avsetning (Røyseth, 1996). $1 \mu\text{g/g}$ svarer til en avsetning lik $0.35 \cdot 10^{-3} \text{ g/m}^2/\text{år}$.

6.6 Virkning av luftforurensninger på helse og miljø.

NILU vurderer virkningene av luftforurensninger ved å sammenligne målte eller beregnede konsentrasjoner med luftkvalitetskriterier formulert av Statens forurensningstilsyn i samarbeid med Statens Institutt for folkehelse (SFT, 1992 og 1998).

Ved fastsettelsen av de anbefalte luftkvalitetskriteriene er det anvendt en usikkerhetsfaktor på ca. 5 for NO_2 og 2 for PM_{10} . Det betyr at eksponeringsnivåene må opp i 5 (2) ganger høyere enn de angitte verdiene før det med sikkerhet er konstatert skadelige effekter. De anbefalte kriteriene kan derfor ikke tolkes slik at nivåer over disse er definitivt helseskadelige, men det kan heller ikke utelukkes effekter hos spesielt sårbare individer selv ved nivåer under anbefalte luftkvalitetskriterier.

Ved konsentrasjoner over luftkvalitetskriteriene øker sannsynligheten for skadelige effekter. Disse er beskrevet i rapporter utgitt av SFT (SFT, 1992) og verdens helseorganisasjoner (WHO, 1987).

Tabell 12 viser luftkvalitetskriteriene i Norge og EU-kommisjonens forslag til grenseverdier. Når det gjelder tungmetaller har verdens helseorganisasjon oppgitt grenseverdier for årsmiddelverdier av konsentrasjoner i luft. Grenseverdiene anvendes i denne undersøkelsen på samme måte som luftkvalitetskriteriene i Norge.

Tabell 13 viser WHO's grenseverdier for kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb).

Tabell 12. SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier, forurensningslovens tiltaks- og kartleggingsgrenser og EU-kommisjonens forslag til grenseverdier for luftkvalitet med hensyn til virkning på helse. Grenseverdiene er gitt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Stoff	Midlingstid	1 time	24 timer	6 mnd	År
NO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	100	75	50	
	Nasjonale mål Antall tillatte overskridelser	150 8 timer pr år i 2010			
	Forurensningslovens tiltaksgrense	300 ²⁾			
	Forurensningslovens kartleggingsgrense	200			
	EUs forslag til nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	200 ¹⁾ (8 pr år)			40 ¹⁾
PM ₁₀	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier		35	Ny verdi skal utarbeides	
	Nasjonale mål Antall tillatte overskridelser		50 25 pr år i 2005 7 pr år i 2010		
	EUs forslag til nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)		50 ²⁾ (25 pr. år) 50 ¹⁾ (7 pr. år)		30 ²⁾ 20 ¹⁾
	Forurensningslovens tiltaksgrense		300 ²⁾		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense		150		
PM _{2,5}	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier		20	Ny verdi skal utarbeides	
	EUs forslag til "Action level" (og antall tillatte overskridelser)		40 ²⁾ (14 pr. år)		20 ²⁾
SO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium	150	50-90	40	20
Fluor	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium		1-25	0,15-0,4	0,3-10

1) Skal overholdes innen 1.1.2010.

2) Skal overholdes innen 1.1.2005

Konsentrasjoner målt i Odda er lave i forhold til SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier.

Tabell 13. Grenseverdier for tungmetaller. (WHO, 1987). Tungmetaller: Hg, Pb og Cd.

Komponent	Grenseverdi	Merknader
Kvikksølv (Hg)	1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Årsmiddel; på grunnlag av innendørs eksponering
Bly (Pb)	0,5-1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Årsmiddel
Kadmium (Cd)	1-5 ng/m^3 10-20 ng/m^3	Årsmiddel: For landbruksområder, For industriområder.

Tungmetaller kan akkumuleres i næringskjeden når de avsettes i miljøet. Ved lave konsentrasjoner som er vist i grenseverdiene er det langtidseksponering (årsmiddelverdier) som er av betydning.

6.7 Luftforurensninger fra skip og utslipp i løpet av anleggsperioden.

Det ligger i gjennomsnitt 1-2 båter ved kai og laster eller losser råvarer eller ferdigvarer hver dag. Utslipet fra båtene har liten betydning for luftkvaliteten i Odda.

På grunnlag av data for anleggsaktiviteten (forbruk av dieselolje og sprengstoff, samt transport av steinmasser) har NILU vurdert eventuelle forurensningsproblemer. Utslippene er små, og de vil sannsynligvis ikke forårsake spesielle forurensningsproblemer i luft.

6.8 Befolkningseksponering

Befolkningens eksponering til luftforurensning skyldes dels direkte inhalasjon, men også inntak av mat og vann som er forurenset på grunn av luftforurensningen.

I Odda er kadmium-eksponeringen ved inhalasjon av luft meget liten på grunn av lave årsmiddelverdier.

Ved inhalasjon av 20 m³ luft pr. døgn, vil tilførselen av tungmetaller være liten i forhold til tilførsel gjennom mat og drikkevann (WHO, 1987). Konsentrasjonene av tungmetaller i luft bør likevel være lavere enn WHO's grenseverdier slik at en unngår forurensning av jord og vann ved avsetning.

7. Behov for supplerende undersøkelser.

7.1 Dumping av steinmasser - undersøkelser i nærområdet.

Det er betydelige mangler på dokumentasjon når det gjelder miljøeffekter av dumping av steinmasser. Den informasjonen som finnes er knyttet til andre steder hvor steindumping har pågått (f.eks. Johnsen og Golmen, 1992). Det foreslås derfor et undersøkelsesprogram med følgende målsetting:

1. Kartlegging av sedimentkvaliteten i det området som forventes å bli berørt av framtidig steindumping (analyser av kornstørrelse og innhold av tungmetaller).
2. Bruk av ROV for å filme hvordan bunnen ser ut i dumpeområdet i dag, samt filming under dumping for å se visuelt hvordan oppvirvlingen skjer.
3. Måling av turbiditet i vannmassen under dumping og analyser av metaller i partikler som frafiltreres vann (for å skille oppvirvling av forurensede sedimenter fra steinstøv som følger med steinmassene). Vannprøver tas også for analyse av metaller (sammenligning med data fra det statlige overvåkingprogrammet)
4. Måling av strøm i bunnvannet i bassenget utenfor dumpeområdet over en periode på 30 dager for å registrere strømhastigheter og muligheter for oppvirvling uten dumping av stein.

7.2 Registrering av vannkvalitet i strandområdet nedenfor fjellhallene.

I forbindelse med et påvist sprekkesystem i fjellet som berører eksisterende og fremtidige fjellhaller og mistanke om lekkasjer langs dette sprekkesystemet foreslås en undersøkelse av vannkvaliteten i dette området og en videre overvåking (se kap. 8).

Vannprøver tas i overflaten og under sprangsjiktet på 5 lokaliteter fra området utenfor adkomsttunnel til fjellrom og ut til neset (utenfor hall nr.9). Prøvene tas nært land. Hensikten er å se om det er gradienter som følge av en punktkilde. Resultatene vil bli sammenlignet med resultater fra det eksisterende overvåkningsprogrammet på vann. Vannprøvene analyser for et utvalg av tungmetaller.

7.3 Oppvirvling av forurensede sedimenter under oppankring i havnebassenget.

Det foreslås at det gjøres video-opptak under vann ved kasting av anker og opphaling av anker for å vurdere grad av oppvirvling av sedimenter og økning av turbiditeten i vannet. Begrunnelsen er at regelmessig oppvirvling av forurensede sedimenter kan føre til økt mobilisering av miljøgifter fra sedimentene og økt spredning av forurensede partikler fra havnebassenget til utenforliggende områder. Denne oppvirvlingen kan også ha negative effekter på oksygenforholdene.

7.4 Registrering av kadmium og sink i utslippet

Det er behov for supplerende data for kadmiuminnholdet i ulike størrelsesfraksjoner av dråper og partikler. Det er ønskelig at målingene utføres etter renseprosessen.

8. Behov for dokumentasjon før, under og etter produksjonsutvidelsen (overvåking)

Et større anleggsarbeid vil i de fleste tilfeller kunne føre til kortvarig økt forurensning. Det gjelder bl.a. riving av gamle bygg, renovering av ledningsnett, graving i forurenset grunn, blottlegging av "gamle synder" som man ikke har hatt oversikt over etc. Det er derfor viktig å intensivere overvåkingen i sjøen i Norzinks nærområde så lenge anleggsperioden pågår.

Likeså viktig er det viktig å få dokumentert før-tilstanden. I stor grad er dette ivarettatt av det Statlige overvåkningsprogrammet, men det kan være nødvendig å supplere med prøvetaking i nærområdet til Eitrheimsneset.

Når produksjonsutvidelsen er et faktum vil det være viktig å dokumentere om dette har noen innvirkning på miljøet i Sørfjorden (både positivt og negativt). Dette vil kun ivaretas av Statlig program for forurensningsovervåking som omfatter hele Sørfjorden og Hardangerfjorden.

Det bør utføres målinger av kadmium- og sink-konsentrasjoner i luft før og etter utbygging av fabrikk. Målestasjonene bør plasseres slik at gradientene i konsentrasjonen bestemmes.

9. Referanser

Bakke, T., Berge, J.A., Braaten, B., Moy, F., Oen, H., Pedersen, A. og Walday, M., (1992). Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn. Et økosystemeksperiment. NIVA-rapport, I.nr. 2743. 201 s.

Berg, T, Røyset, O., Steinnes, E and Vadset, M. (1995). Atmospheric trace element deposition: Principal component analysis of ICP-MS data from moss samplers. Environ. poll., 88, 67-77

Berg, T and Steinnes, E. (1997). Use of mosses (hylocomium splendens and pleurozinn schreberi) as biomonitors of heavy metal deposition: From relative to absolute deposition values. Environ. Poll. 98, 1, 61-71.

Berg, T and Steinnes, E. (1997). Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. The Sci. of the Tot. Environ., 208, 197-206.

Bækken, T. (1998). Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. NIVA-rapport, I.nr. 3920-98, 26 s.

Essink, K., 1993. Ecologische effecten van baggeren en storten van baggerspecie in het Eems-Dollard estuarium. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren. Rapport DGW-93.020.

Gram, F. (1996) The "KILDER" air pollution modelling system version 2.0. Kjeller (NILU TR 12/96).

- Grønskei, K.E. et al. (1992) Befolkningseksposering for luftforurensninger. Lillestrøm (NILU OR 59/92).
- Hagen, L.O. et al. (1989) Kartlegging av konsentrasjoner av tungmetaller i luft i tettsteder. Lillestrøm (NILU OR 30/89).
- Hagen, L.O. et al. (1990) Kartlegging av konsentrasjoner av tungmetaller i luft i tettsteder 1988-89. Lillestrøm (NILU OR 18/90).
- Holtedahl, H. (1965). Recent turbidities in Hardangerfjord, Norway. Proc. 17th Symp. Colston Res.Soc. (Bristol), 107-141.
- Johnsen, T.M. og Golmen, L.G. (1992). Konsekvensanalyse av dumping av tunnelmasse i sjøen i Lærdalsområdet. NIVA-rapport, I.nr. 2814, 44 s.
- Kirkerud, L. og Knutzen, J. (1986). Tiltaksrettede miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-1985. Delrapport 2. Metaller i tang. Toksitetester. NIVA-rapport, I.nr.1867, 56s.
- Knutzen, J. (1981). Effects of decreased pH on marine organisms. Mar.Pollut.Bull., 12, 25-29.
- Knutzen, J., Moy, F. og Rygg, B. (1993). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden i 1991. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer, bløtbunnfauna og gruntvannsamfunn. NIVA-rapport, I.nr. 2847, 66s.
- Knutzen, J., Green, N.W. og Brevik, E.M. (1994). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden i 1997. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport, I.nr. 3160, 36s.
- Knutzen, J., Green, N.W. og Brevik, E.M. (1998). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden i 1996. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport, I.nr. 3832-98, 39s.
- Knutzen, J., Green, N.W. og Brevik, E.M. (1999). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden i 1997. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport, I.nr. 4007-99, 43s.
- Loring, D.H. og Asmund, G. (1989). Heavy metal contamination of a Greenland fjord system by mine wastes. Environ. Geol water Sci., 14, 61.71.
- Molvær, J. og Skei, J. (1998). SO₂ i avløpsvann fra Norzink. Virkning på oksygenforholdene i Odda havnebasseng. NIVA-notat, O-97159, 14 s.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport, TA-1467/1997, 35 s.
- Moy, F. og Walday, M.(1990). Effekter på nærmiljøet etter utslipp av konsentrert svovelsyre fra Kronos Titan A/S, 9.04.90. NIVA-rapport, I.nr. 2443, 6s.

Moy, F. og Walday, M. (1994). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992. Delrapport 3. Gruntvannssamfunn i Sørfjorden. NIVA-rapport, .nr 3037, 65 s.

Moy, F. og Knutzen, J. (1996). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden. Utskillelse av metaller i blåskjell fra indre Sørfjorden/Hardanger etter overføring til rent vann. NIVA-rapport, l.nr. 3478, 31 s.

Næs, K. og Rygg, B. (1982). Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden 1981. NIVA-rapport, l.nr. 1437, 39 s.

Pedersen, A. og Green, N.W. (1996). Sleipnerkondensat på Kårstø. Overvåking av det marine miljø – Hardbunnsamfunn. NIVA-rapport, l.nr. 3585-96, 165 s.

Røyset, O. (1996) Moser som deposisjonsestimatorer for tungmetaller i nedbør. Kjeller (NILU OR 67/96).

Rygg, B. og Skei, J. (1997). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden. Delrapport 2. Sedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA-rapport, l.nr. 3733-97, 74 s.

Schaanning, M.T. (1999). Oksygenforbruk i tilknytning til utslipp av filterkake fra Odda Smelteverk AS. Fase 1. –nitrogenforbindelser i sedimenter og porevann. NIVA-rapport, l.nr. 3999-88, 22s.

Skei, J.M., Price, N.B., Calvert, S.E., & Høltedahl, H., 1972: The distribution of heavy metals in sediments of Sørfjord, West Norway. *Water, Air & Soil Poll.*, 1, 452-461.

Skei, J.M. (1975). The marine chemistry of Sørfjorden, West Norway. Ph.D-thesis, University of Edinburgh, 207 p.

Skei, J.M., 1992. A review of assessment and remediation strategies for hot spot sediments. *Hydrobiologia*, 235/236, 629-638.

Skei, J. (1997). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden i 1996. Delrapport 1. Vannkjemi. NIVA-rapport, l.nr. 3688-97, 27 s.

Skei, J. (1998). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden i 1997. Delrapport 1. Vannkjemi. NIVA-rapport, l.nr. 3854-98, 27 s.

Skei, J. og Knutzen, J. (1991). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1990. NIVA-rapport, l.nr. 2634, 63 s.

Skei, J., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke, T. og Næs, K. (1987). Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport, l.nr. 2067, 101 s.

Skei, J., Rygg, B., Moy, F., Molvær, J., Knutzen, J., Hylland, K., Næs, K., Green, N. og Johnsen, T. (1998). Forurensningsutviklingen i Sørfjorden/Hardangerfjorden i perioden i perioden 1980-1997. Sammenstilling av resultater fra overvåking av vann, sedimenter og organismer. NIVA-rapport, l.nr. 3922-98, 95 s.

Skogvold, O.F. (1974) Meteorologiske undersøkelser i Oddaområdet. Kjeller (NILU OR 74/74).

SFT (1992) Virkninger av luftforurensning på helse og miljø. Anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo Statens forurensningstilsyn (SFT-rapport 92:16).

SFT (1998) Veiledning til forskrift om grenseverdier for lokal luftforurensning og støy. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT-veiledning, 98:03).

Steinnes, E., Berg, T., Vadset, M. og Røyset, O. (1996) Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 1995. Statens forurensningstilsyn (SFT-rapport 691:97).

Strømsnes, P. (1995) Kartlegging av støvnedfall på Norzinks bedriftsområde 1992-1996. Odda, Norzink Statusrapport nr. 2.

Syvitski, J.P.M., Burrell, D.C. and Skei, J.M. (1987). Fjords: Processes and Products. Springer-Verlag, 379 pp. New York-Heidelberg-London-Paris-Tokyo.

WHO (1987) Air quality guidelines for Europe. Copenhagen (WHO Regional Publications, European Series No. 23).